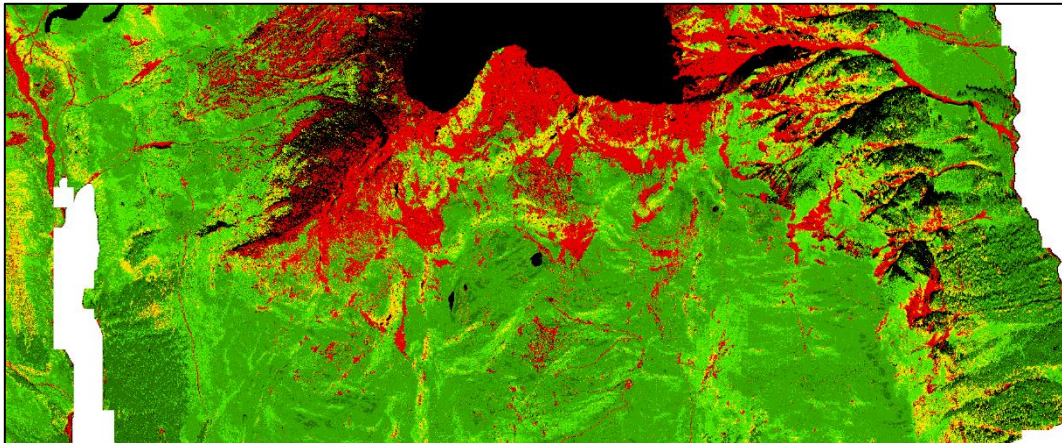


ZÜRCHER HOCHSCHULE FÜR ANGEWANDTE WISSENSCHAFTEN
DEPARTEMENT LIFE SCIENCES UND FACILITY MANAGEMENT
INSTITUT FÜR UMWELT UND NATÜRLICHE RESSOURCEN (IUNR)

Erosionshinweiskarte

Modifizierung des RUSSEL-Modells am Fallbeispiel Scuol (GR)



Bachelorarbeit

Anke Grings

Bachelorstudiengang 2017
Umweltingenieurswesen BSc
30. August 2020

Fachkorrektoren/innen:

Dr. Kirsten Edelkraut

Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften (ZHAW), Im Schloss, 8820 Wädenswil

Dr. Johann Junghardt

Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften (ZHAW), Grüental, 8820 Wädenswil

Impressum

Bild Titelseite: Ausschnitt aus der modellierten Erosionshinweiskarte inklusive Rutschungsfaktor.

Schlagworte

Allgemeine Bodenabtragungsgleichung, alpiner Raum, Bodenmodellierung, Dauergrünland, Erosionshinweiskarte, Erosionsrisiko, flachgründige Rutschungen, Grasland, RUSLE-Modell

Zitiervorschlag

Grings, A. (2020). Erosionshinweiskarte – Modifizierung des RUSLE-Modells am Fallbeispiel Scuol (GR). Bachelorarbeit. Wädenswil: Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften IUNR.

Autorin

Anke Grings

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

Zusammenfassung

Die Bodenerosion im alpinen Raum ist ein aktuelles und ernstzunehmendes Problem. Denn durch die langsame Wiederbewachung von offenen Bodenstellen können sich kleine Erosionsflächen rasch zu grossflächigen ausweiten und langfristig zur Bodendegradation führen. Für die Schweiz existiert für das Dauergrünland bis in die Bergzone 4 eine Erosionsrisikokarte mit einer Auflösung von 100 m. Um für kleine Flächen gezielte Erosionsschutzmassnahmen ergreifen zu können, ist diese Karte nur beschränkt geeignet. Deshalb wurden im Rahmen dieser Bachelorarbeit eine detaillierte Erosionshinweiskarte für das Gebiet oberhalb von Ardez im Kanton Graubünden mit einer Auflösung von 0.25 m ausgearbeitet, welche kleinräumig stark gefährdete Erosionsflächen ausweist und einen zusätzlichen Faktor für flachgründige Rutschungen einbindet. Aufbauend auf dem bestehenden Ansatz der Erosionsrisikokarte für das Dauergrünland der Schweiz wurde zusätzlich der *K*-Faktor mit einer höheren Auflösung von 6 m modelliert und durch Literaturrecherchen über das Senkrecht-Wurzelmodell ein Rutschungsfaktor abgeleitet. Das Resultat dieser Bachelorarbeit sind hoch aufgelöste Erosionshinweiskarten für das Untersuchungsgebiet bei Ardez und ein aussagekräftiges, auf luftbildgestützten Verfahren basierendes Tool, das insbesondere für das Dauergrünland im Sömmerungsperimeter eine Bestimmung von stark gefährdete Erosionsflächen von $<0.1 \text{ m}^2$ zulässt. Da diese vermutlich vorwiegend auf Trittschäden durch Beweidung zurückzuführen sind, ist es mit wenig Aufwand möglich, bei Feldbegehungen gezielte, präventive Erosionsschutzmassnahmen zu ergreifen, bevor die Schäden sich grossflächig ausbreiten können. Diese Erosionshinweiskarten auf die ganze Schweiz auszuweiten, ist durch die gewählte Auflösung von 0.25 m und der daraus resultierenden Datenverarbeitungsmenge kaum umsetzbar noch sinnvoll. Daher sollten nur Gebiete mit einem hohen Erosionsrisiko mit dieser Auflösung untersucht werden. Diese Hotspots können mit der bestehenden Erosionsrisikokarte für das Dauergrünland in der Schweiz lokalisiert werden, um für sie dann mit dem erarbeiteten Tool hochauflösende Erosionshinweiskarten zu erstellen.

Abstract

Soil erosion in the Alpine region is a current and serious problem. Through the slow re-growth of open soil areas, small erosion areas can easily expand rapidly into large areas and lead to soil degradation in the long term. In Switzerland, an erosion risk map with a resolution of 100 m exists for permanent grassland up to mountain zone 4. This map is only of limited use for taking specific erosion control measures for a small area. For this reason, detailed erosion risk maps with a resolution of 0.25 m have been developed for the area above Ardez in the canton of Graubünden. These maps identify small-scale erosion risk areas at high risk and include an additional factor for shallow landslides. Based on the existing approach of the erosion risk map for permanent grassland in Switzerland, the *K*-factor was additionally modelled with a higher resolution of 6 m and a landslide factor was derived by literature research using the vertical root model. The results of this bachelor thesis are high-resolution erosion indication maps for the study area close to Ardez and a meaningful tool based on aerial photography techniques. Especially for the permanent grassland in summer-time perimeters, this tool allows an identification of highly endangered erosion areas of $<0.1 \text{ m}^2$. Since these are probably caused by treading damage caused through grazing, it is possible with little effort to take specific, preventive erosion control measures during field inspections before the damage can spread over a large area. Due to the chosen resolution of 0.25 m and the resulting data processing volume, it is hardly practicable to extend the erosion indication map to the whole of Switzerland. Therefore, only areas with a high risk of erosion should be investigated with this resolution. These hotspots could be localized using the existing erosion risk map for permanent grassland in Switzerland, and then high-resolution erosion indication maps could be created for these areas using the developed tool.

Danksagung

Die vorliegende Bachelorarbeit entstand im Rahmen meines Umweltingenieurstudiums an der Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften am Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen INUR, Wädenswil.

Mein besonderer Dank gilt meinen beiden Betreuern, Frau Dr. Kirsten Edelkraut und Herrn Dr. Johann Junghardt, die meine Bachelorarbeit betreut und begutachtet haben. Mit ihrem Fachwissen und ihrer Erfahrung, sowie ihren hilfreichen Anregungen haben sie massgeblich zum Gelingen dieser Bachelorarbeit beigetragen.

Auch Simon Schreper und seinem Team sowie Michael Wernli möchte ich für ihr Vertrauen danken, indem sie mir Daten und Informationen aus ihren Forschungsarbeiten zur Verfügung gestellt haben.

Mein Dank richtet sich auch an alle Menschen, die mich während meiner Arbeit auf verschiedenste Art und Weise unterstützt habe und die ich nicht alle namentlich erwähnen kann. Ich möchte Ihnen jedoch danken, dass sie sich die Zeit zum Zuhören genommen haben, mir bei Bedarf mit Rat und Tat zur Seite standen, wenn die Verarbeitung der riesigen Datenmengen mich zur Verzweiflung und meinen Computer zum Absturz brachte und sich bei Teilsiegen mit mir gefreut haben.

Abkürzungsverzeichnis

AGL	Amt für Landwirtschaft und Geoinformation Graubünden
BAFU	Bundesamt für Umwelt
BSA	Bundesamt für Statistik
C-Faktor	Bodenbedeckungsfaktor
DHM	Digitales Höhenmodell
DTM	Digitales Terrainmodell
ERK2	Erosionsrisikokarte Version 2
EUROSEM	The European Soil Erosion Model (Europäisches Bodenerosionsmodell)
FAL	Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau
FCIR	Falschfarbeninfrarot
GC	Geländecode
GIS	Geografisches Informationssystem
K-Faktor	Erodibilitätsfaktor
RUSLE	Revised Universal Soil Loss Equation (Überarbeitete universelle Bodenabtragungsgleichung)
WEPP	The Water Erosion Prediction Project (Projekt zur Vorhersage von Wassererosion)
L-Faktor	Hangneigungsfaktor
LS-Faktor	Topografiefaktor
MTFD	Multiple Triangular Flow Direction
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index (Normalisierter Differenz-Vegetationsindex)
PESERA	Pan European Soil Erosion Risk Assessment (Paneuropäische Risikobewertung der Bodenerosion)
P-Faktor	Bodenerosionsschutzfaktor
R-Faktor	Erosivitätsfaktor
SAGA	System for Automated Geoscientific Analyses (System für Automatisierte Geowissenschaftliche Analysen)
S-Faktor	Hangneigungsfaktor
Sgtk	Rohstoffinformationssystem Schweiz Fachgruppe Geoinformatik
Swisstopo	Bundesamt für Landestopografie
ZHAW	Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften

Inhalt

Zusammenfassung.....	II
Abstract	I
1. Einleitung	4
2. Erosion	7
2.1 Erosionsprozess	7
2.2 Erosionsfaktoren.....	8
2.2.1 Vegetation	8
2.2.2 Wasserhaushalt	9
2.2.3 Schnee und Bodenfrost	10
2.2.4 Boden.....	10
2.2.5 Topografie.....	11
2.2.6 Weitere Faktoren.....	11
2.3 Erosionsarten.....	12
2.3.1 Spritzerosion.....	12
2.3.2 Flächenerosion	12
2.3.3 Rillenerosion.....	13
2.3.4 Flachgründige Rutschungen	13
2.4 Erosionsmodelle	13
3. RUSLE-Modell	16
3.1 Allgemeines	16
3.2 Erosivitätsfaktor (<i>R</i> -Faktor)	17
3.3 Erodibilitätsfaktor (<i>K</i> -Faktor).....	19
3.4 Topografiefaktor (<i>LS</i> -Faktor)	20
3.5 Bodenbedeckungsfaktor (<i>C</i> -Faktor).....	22
3.6 Bodenerosionsschutzfaktor (<i>P</i> -Faktor).....	24
4. Datengrundlage	27
4.1 Grundlagendaten.....	27
4.2 Ergebnisse aus anderen Publikationen.....	28
5. Methode	29

5.1	Untersuchungsgebiet	29
5.2	Auswahl Erosionsfaktoren.....	30
5.3	Datenvorbereitung	31
5.4	Erosivitätsfaktor (<i>R</i> -Faktor)	31
5.5	Erodibilitätsfaktor (<i>K</i> -Faktor).....	31
5.5.1	Geländeform nach Denoth (1997).....	31
5.5.2	Geotechnische Karte	32
5.5.3	Modellierung der Bodenerodibilität.....	33
5.6	Topographiefaktor (<i>LS</i> -Faktor)	35
5.6.1	Hanglängenfaktor (<i>L</i> -Faktor)	35
5.6.2	Hangneigungsfaktor (<i>S</i> -Faktor).....	35
5.7	Bodenbedeckungsfaktor (<i>C</i> -Faktor).....	36
5.8	Rutschungsfaktor.....	36
5.8.1	Bildklassifikation	36
5.8.2	Wurzelverstärkung	37
5.9	Datenauswertung.....	38
6.	Resultate	40
6.1	Erosivitätsfaktor (<i>R</i> -Faktor)	40
6.2	Erodibilitätsfaktor (<i>K</i> -Faktor).....	40
6.3	Topografiefaktor (<i>LS</i> -Faktor)	42
6.3.1	Hanglängenfaktor (<i>L</i> -Faktor)	42
6.3.2	Hangneigungsfaktor (<i>S</i> -Faktor).....	43
	Bodenbedeckungsfaktor (<i>C</i> -Faktor)	44
6.4	Rutschungsfaktor.....	45
6.4.1	Bildklassifikation	45
6.4.2	Durchwurzelungswert	47
6.5	Erosionsrisiko.....	48
7.	Diskussion	52
7.1	Erosivitätsfaktor (<i>R</i> -Faktor)	54
7.2	Erodibilitätsfaktor (<i>K</i> -Faktor).....	55

7.3	Topografiefaktor (LS-Faktor)	56
7.4	Bodenbedeckungsfaktor (C-Faktor).....	57
7.5	Rutschungsfaktor.....	57
8.	Schlussfolgerung.....	59
9.	Bibliografie.....	60
	Abbildungsverzeichnis.....	66
	Tabellenverzeichnis	68
	Anhang.....	69

1. Einleitung

Die Bodenerosion beschreibt den Abtrag von Bodenmaterial durch Oberflächenabfluss, Wind und gravitative Bodenverlagerung (Brunotte, Gebhardt, Meurer, Meusburger & Nipper, 2001). Durch die anthropogenen Tätigkeiten, wie der landwirtschaftlichen Nutzung, beläuft sich die anthropogen bedingte Bodenerosionsrate auf das 100- bis 1000-fache der natürlichen Erosionsrate (Brunotte et al., 2001; Julien, 2010; Louwagie & Bojnec, 2009). Modellierungen im alpinen Grasland ergaben eine jährliche Bodenverlustrate von durchschnittlich $4.55 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Alewell, Egli & Meusburger, 2015), wobei die Neubildungsrate auf Silikatgestein bei alten Böden nur 12–24 % und bei jungen Böden 26–56 % der Erosionsrate beträgt (Tabelle 1) (Alewell et al., 2015). Langfristig führt dies zu einer Reduktion des Bodenmaterials und damit verbunden zu einer Beeinträchtigung der Bodenfunktionen wie der Wasserspeicherfähigkeit und der Bodenfruchtbarkeit (Panagos et al., 2015).

Tabelle 1 Boden-neubildungsrate in Tonnen pro Hektar und Jahr von alten und jungen Böden auf Silikatgestein (Alewell et al., 2015).

Alter [a]	Boden-neubildungsrate [$\text{t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]
1'000–10'000	0.54–1.13
10'000–18'000	1.19–2.48

Diese Modellierung zeigt, dass die Erosionsproblematik nicht nur für ackerbaulich genutzte Flächen im Flachland besteht, sondern auch für die Sömmerungsflächen im alpinen Raum. Der Grund ist, dass die Boden-neubildung und die Wiederbewachsung von offenen Bodenstellen im alpinen Raum wesentlich langsamer als im Flachland verläuft (Meusburger & Alewell, 2014). In Verbindung mit den extremen Wetterbedingungen kann die Öffnung einer kleinen Erosionsstelle zur grossflächigen Erosion führen (Meusburger & Alewell, 2014). In Anbetracht des Klimawandels wird erwartet, dass die Häufigkeit und Intensität der Extremwetterereignisse wie Starkniederschläge oder Trockenperioden weiter zunehmen und dadurch auch das Erosionsrisiko ansteigen wird (Beniston, 2003, 2006; OcCC/ProClim, 2007).

Um zu verhindern, dass grossflächige Erosionsflächen im alpinen Raum entstehen, braucht es Instrumente zur Ausweisung besonders erosionsgefährdeter Flächen. Bis einschliesslich der Bergzone 2 der landwirtschaftlichen Zonengrenzen der Schweiz (SR 912.1, Landwirtschaftliche Zonen-Verordnung) sind im Geoportal des Bundes jährliche qualitative und quantitative Erosionsrisikokarten für das Ackerland verfügbar (Swisstopo, 2019a, 2019b). Für das Dauergrünland wurde bei der letzten Aktualisierung 2019 die monatliche qualitative Erosionsrisikokarte bis in die Bergzone 4 erweitert (Abbildung 1, Swisstopo, 2019c), weil rund 50 % des Dauergrünlandes der Schweiz in den Bergzonen 1–4 liegt (Schmidt, Meusburger & Alewell, 2019a). Während die Erosionsrisikokarten für das Ackerland mit einer Auflösung von 2 m Rückschlüsse auf lokale Flächen mit einem hohen Erosionsrisiko zulassen (Swisstopo, 2019a, 2019b), ist dies beim Dauergrünland mit einer Auflösung von 100 m nur beschränkt möglich (Swisstopo, 2019c). Durch die geringe Auflösung müssten

im Dauergrünland für einen präventiven Erosionsschutz, grossflächig Gebiete von einer Beweidung aus-
geschlossen werden, was in der Praxis kaum umsetzbar ist.

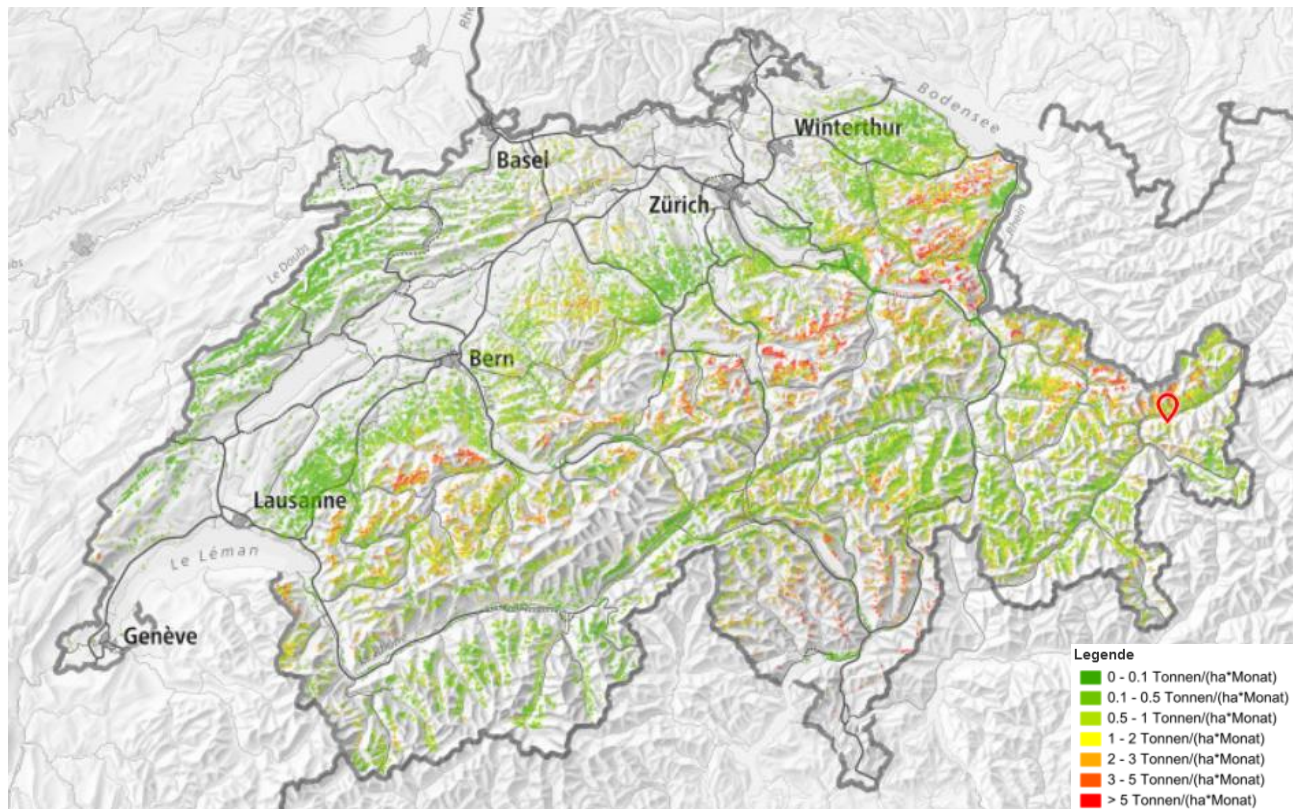


Abbildung 1 Erosionsrisikokarte der Schweiz für das Dauergrünland des Monats Juli mit einer Auflösung von 100 m. Rot markiert ist die Lage des Untersuchungsgebietes (Swisstopo, 2019c).

Während die Erosionsrisikokarten der Schweiz Hinweise auf erosionsgefährdete Gebiete bei aktueller Nutzung liefern (Bircher, Liniger & Prasuhn, 2019a; Schmidt et al., 2019a), fokussieren sich andere Studien in der Schweiz und im nahen Ausland mehrheitlich auf den Erosionsprozess durch die Erfassung von Erosionsmenge, -auslösern und -gebieten (Konz, Baenninger, Konz, Nearing & Alewell, 2010; Mayer & Erschbamer, 2017; Meusburger & Alewell, 2014; Meusburger, 2010; Pintaldi et al., 2018; Schmidt, Meusburger, Panagos & Alewell, 2018d).

Die Schwierigkeit bei der Entwicklung einer Erosionsrisikokarte oder -hinweiskarte für den alpinen Raum besteht darin, dass das ursprüngliche RUSLE-Modell, auf dem die Erosionsrisikokarte Version 2 für das Ackerland (ERK2-Karte) und die Erosionsrisikokarte für das Dauergrünland aufbauen, nicht für steile Regionen ($>10^\circ$) konzipiert wurde (Bircher, Liniger & Prasuhn, 2019b; Schmidt et al., 2018d). Erschwerend kommt hinzu, dass alpine Regionen eine hohe Heterogenität in der Vegetation, den Bodeneigenschaften, dem Wasserhaushalt und der Topografie aufweisen und dadurch viele Einflussfaktoren und kleinräumige Variationen berücksichtigt werden müssen (Meusburger, 2010). Ausserdem unterliegen alpine Grasländer einer anderen Dynamik der äusseren Umwelteinflüsse als Landwirtschaftsflächen im Mittelland, weshalb sich Erkenntnisse von Modellierungen und Feldversuchen kaum übertragen lassen (Konz et al., 2010; Meusburger, 2010).

Ausserdem baut das RUSLE-Modell auf der Erosion durch Oberflächenabfluss und Platscherosion auf und berücksichtigt nicht die Erosion durch Schneegleiten, Nasslawinen, Schneeschmelze und Abfluss auf gefrorenem Boden, welche wichtige Erosionsprozesse im alpinen Grasland sind (Meusburger & Alewell, 2014; Renard, Foster, Weesies, McCool & Yoder, 1997).

Aus diesem Grund wird in der vorliegenden Bachelorarbeit in der Forschungsgruppe «Umweltplanung» eine kleinräumige, quantitative Erosionshinweiskarte für den alpinen Raum ausgearbeitet, die potentielle Erosionsgebiete ausweist. Diese wird in verschiedenen Geoinformationssystemen erarbeitet und baut auf luftbildgestützten Verfahren und allgemeinen Hintergrundinformationen auf. Die Grundlage bildet das empirische RUSLE-Modell der ERK2-Karten (Bircher et al., 2019a) und die Erosionsrisikokarte für das Dauergrünland, welche die Besonderheiten der alpinen Grasländer berücksichtigt (Schmidt et al., 2019a).

Fallbeispiel für die Ausarbeitung der Erosionshinweiskarte bildet die Bergflanke oberhalb von Ardez in der politischen Gemeinde Scuol (GR) (Abbildung 9, Anhang E). Der Hangabschnitt wurde ausgesucht, weil er eine hohe Steilheit und Uniformität aufweist, oberhalb der Waldgrenze Sömmerungsgebiete vorhanden sind und die Wetterstation (CH 1903+; 817138/ 186393) aus der Modellierung des Erosivitätsfaktors in der Nähe liegt.

Für die Ausarbeitung der Erosionshinweiskarte werden zuerst die einzelnen Faktoren des RUSLE-Modells berechnet, gegebenenfalls modifiziert und anschliessend weitere Erosionsfaktoren eingebunden. Danach werden die Ergebnis der Modellierung mit der Erosionsrisikokarte von Schmidt et al. (2019a) verglichen, um folgende Fragestellungen beantworten zu können:

- Kann das RUSLE-Modell auch in Gebieten ausserhalb des landwirtschaftlichen Nutzungsperimeters potentielle Erosionsflächen ausweisen?
- Wie muss das RUSLE-Modell modifiziert werden, um potentielle Rutschungsgebiete ausweisen zu können?
- Welche zusätzlichen Faktoren können die Genauigkeit des Modells erhöhen?

Die Ziele der vorliegenden Arbeit sind i) das Verstehen des RUSLE- Modells, ii) die Anwendung des RUSLE-Modells auf das Untersuchungsgebiet, iii) die Modifizierung des RUSLE-Modells für das Untersuchungsgebiet und iv) die Entwicklung einer qualitativen Erosionshinweiskarte, sodass mit dem daraus entwickelten und verfeinerten Tool potentielle Erosionsstellen aufgezeigt und präventive Massnahmen definiert werden können.

2. Erosion

Bei der Erfassung von Erosionsprozessen wird zwischen geologischer und anthropogener Erosion differenziert (Blanco & Lal, 2010), die auch in den in Kapitel 2.2 beschriebenen Erosionsprozessen stattfinden. Während die geologische Erosion durch die kontinuierliche Verwitterung von Gestein und Boden für die Bodenbildung und -entwicklung von essenzieller Bedeutung ist, kann die anthropogene oder beschleunigte Erosion zu einer Bodendegradation führen (Blanco & Lal, 2010). Diese wird durch anthropogene Tätigkeiten ausgelöst und kann die natürliche Erosionsrate um das 100- bis 1000-fache übersteigen (Blanco & Lal, 2010; Julien, 2010).

2.1 Erosionsprozess

Erosionsprozesse durch Oberflächenabfluss, Spritzerosion und Wind setzen dort an, wo die Pflanzendecke in der natürlichen oder Nutzvegetation fehlt oder wenn sie durch Tritt (Nutztiere, Wildtiere, Menschen), Steinschläge, Erdbeben, Lawinen, Schneegleiten, Niederschlagsereignisse, Bauarbeiten, Infrastrukturanlagen wie Skipisten, Rodungen oder Pflügen beschädigt wurde (Julien, 2010).

Abbildung 2 zeigt die Unterteilung des Erosionsprozesses durch Wind oder Wasser in die vier Teilprozesse Ablösen, Mitnahme, Transport und Ablagerung (Merritt, Letcher & Jakeman, 2003; Toy, Foster & Renard, 2002). Im Ablöseprozess werden Bodenpartikel abgelöst, die dann im Mitnahmeprozess in den Sedimentfluss übergehen, im Transportprozess verlagert und zuletzt im Ablagerungsprozess abgelagert werden (Toy et al., 2002).

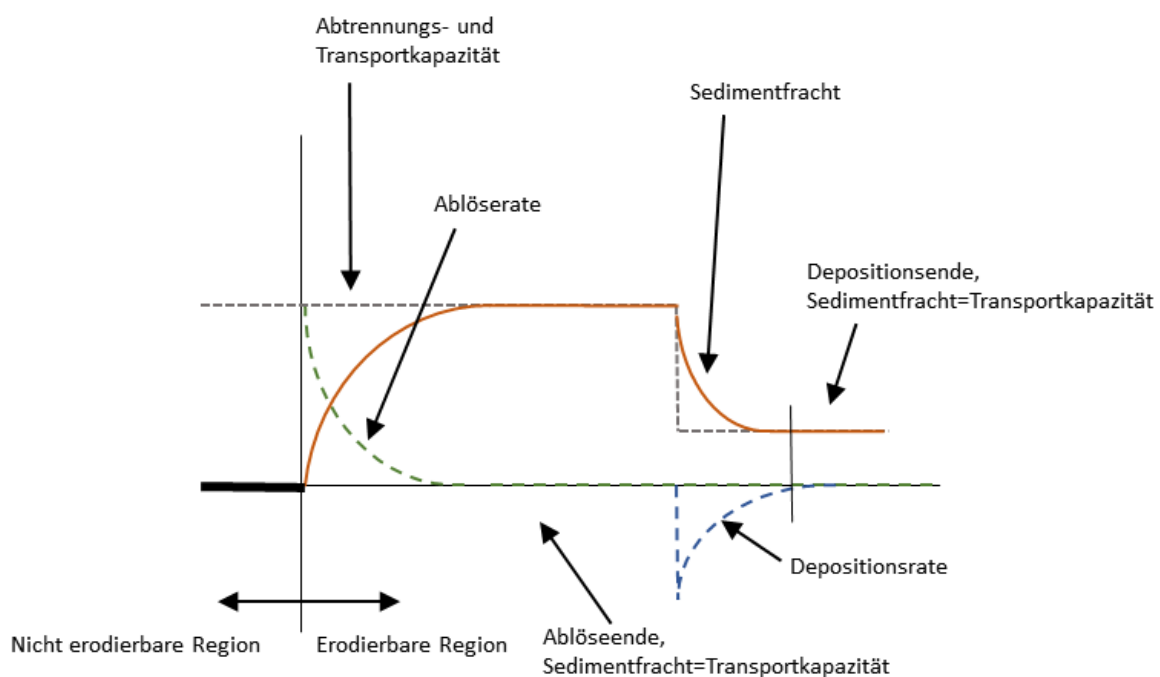


Abbildung 2 Schematische Darstellung der Interaktion zwischen Sedimentfracht, Transportkapazität, Ablösung und Deposition. Die Sedimentfracht nimmt zu, bis die Transportkapazität erreicht ist. Anschliessend setzt die Deposition ein, bis die Sedimentfracht der Transportkapazität entspricht (verändert von Toy et al., 2002).

Der Erosionsprozess wird durch die zwei Faktoren Abtragungsrate und Transportkapazität limitiert. Bei der abtragungslimitierten Erosion ist die Kohäsionskraft zwischen den Bodenpartikeln grösser als die Erosionskraft und gleichzeitig fehlen bereits abgelöste transportfähige Bodenpartikel, um die verfügbare Transportkapazität auszuschöpfen. Hingegen übersteigt bei der transportlimitierten Erosion die Menge der verfügbaren transportfähigen Bodenpartikeln die Transportkapazität von Wasser oder Wind, sodass nicht alle Bodenpartikel abtransportiert werden können. Die Transportkapazität wiederum unterliegt durch räumliche Variationen starken Schwankungen (Toy et al., 2002).

Je höher die Auslastung der Transportkapazität durch die ansteigende Konzentration von suspendierten Bodenpartikeln ist, desto geringer ist die Ablöserate neuer Bodenpartikel. Wenn bereits abgelöste Bodenpartikel vorliegen und nicht erst abgelöst werden müssen, wird die Transportkapazität auf einer kürzeren Strecke erreicht. Sobald die Transportkapazität überschritten wird, beginnt der Ablagerungsprozess, bei dem zuerst grobe und zuletzt feine Bodenpartikel abgelagert werden (Toy et al., 2002).

2.2 Erosionsfaktoren

Erosion von Boden kann durch Wind, Wasser und Gravitation erfolgen (Konz et al., 2010; Toy et al., 2002). In den nachfolgenden Kapiteln erfolgt eine Auseinandersetzung mit verschiedenen Erosionsfaktoren und deren Einfluss auf die Erosionsrate in Bezug auf die Wassererosion.

2.2.1 Vegetation

Die Bodenbedeckung durch Vegetation und abgestorbenes Pflanzenmaterial ist ein massgeblicher Erosionsfaktor (De Jong & Jetten, 2007; Kervroëdan, Armand, Saunier & Faucon, 2019; Meusburger & Alewell, 2014). Eine intakte Vegetationsdecke verhindert die Erosion durch Wasser fast vollständig (Meusburger & Alewell, 2014) und die Interzeptionswirkung der Vegetation reduziert die Menge des oberflächlich abfliessenden Niederschlags um 10–20 %, da Blätter und Stengel von lebendem und totem Pflanzenmaterial Niederschlagswasser aufnehmen und es über die Blattoberfläche (Evapotranspiration) wieder verdunsten lassen (De Jong & Jetten, 2007). Die Interzeptionswirkung der Vegetation ist dabei abhängig von der Vegetationshöhe und Vegetationsdichte (Meusburger & Alewell, 2014).

Zudem wird durch das Abbremsen von Regentropfen durch die Pflanzendecke, die Erosionsenergie für die Spritzererosion reduziert (De Jong & Jetten, 2007). Die Flächen- und Rillenerosion kann ebenfalls durch eine dichte Vegetation reduziert werden, da sie suspendierte Sedimente zurückhält und durch die Wurzeln die Bodenaggregate und -schichten stabilisiert werden (Louwagie & Bojnec, 2009; Stanchi, Freppaz, Godone & Zanini, 2013).

Die Zusammensetzung, Verteilung und Diversität der Vegetation bestimmen die Oberflächenrauigkeit und Abflussgeschwindigkeit des Oberflächenwassers (Meusburger & Alewell, 2014). Mit zunehmender Ober-

flächenrauigkeit nimmt die Erosionsrate durch Flächenerosion, Schneegleiten und Nasslawinen ab (Kervroëdan et al., 2019; Meusbürger & Alewell, 2014).

Die Folge einer Nutzungsaufgabe von Sömmerungsgebieten im alpinen Raum ist das einsetzende Sukzessionsprozesses, bei dem die Oberflächenrauigkeit durch das Aufkommen von Zwergsträuchern und kleineren Büschen solange kontinuierlich abnimmt, bis sich grössere Sträucher und Bäume etabliert haben (Louwagie & Bojnec, 2009; Meusbürger & Alewell, 2014). Allerdings können Bäume je nach Eigenschaften des Hanges die Erosion begünstigen, da sie durch ihr Gewicht den Hang destabilisieren können (Kokutse, Temgoua & Kavazović, 2016).

Durch die Vegetation werden Gleithorizonte stabilisiert und dem Boden Wasser entzogen, dadurch nimmt die Wahrscheinlichkeit für das Abrutschen von Bodenschichten ab. Somit steigt mit der Grösse der unbewachsenen Fläche das Risiko für flachgründige Rutschungen an (Yu, Zhu & Liu, 2017).

2.2.2 Wasserhaushalt

Die Erosivität des Niederschlags wird durch seine Dauer und Intensität limitiert (Meusbürger, Steel, Panagos, Montanarella & Alewell, 2012). Die Grösse der Regentropfen steht in Korrelation zu ihrer Erosivität und nimmt mit der Intensität des Niederschlagsereignisses zu (Renard et al., 1997). Ebenso steigt die Wassersättigung des Bodens mit zunehmender Dauer an, wodurch die Erodibilität des Bodens erhöht wird (Schmidt, Alewell, Panagos & Meusbürger, 2018b). Ausserdem bestimmen die Intensität und Fliesswegdichte des Oberflächenabflusses aus Niederschlag und Schneeschmelze die erodierte Menge an Bodenmaterial (Ganasri & Ramesh, 2016; Konz et al., 2010; Meusbürger, 2010).

Die Erosionswirkung von Regentropfen ist umso stärker, je senkrechter sie auf eine Oberfläche auftreffen (Fernández-Raga et al., 2017). Das sich bei einem Niederschlagsereignis auf einer ebenen Fläche sammelnde Wasser, puffert die kinetische Energie von Regentropfen und reduziert so die Erosivität des Niederschlags (Renard et al., 1997). Da dieser Effekt bei steileren Abschnitten fehlt, nimmt hier die Erosivität des Niederschlags im Verlauf des Ereignisses zu (Renard et al., 1997).

Ein weiterer wichtiger Einflussfaktor ist der Zeitpunkt des Niederschlagsereignisses, da die Vegetationsdichte aufgrund der Jahreszeiten variiert. Im Mai und Oktober weist die Vegetationsdecke die grössten Lücken auf, sodass in diesen Monate das Erosionsrisiko durch Regentropfen und Oberflächenabfluss am grössten ist (Meusbürger & Alewell, 2014).

Sowohl die höhere Bodenfeuchtigkeit im Winter und frühen Frühling aufgrund der niedrigen Temperaturen und hohen Niederschläge, als auch die geringe Bodenfeuchtigkeit im Sommer nach einer längeren Trockenzeit, führen zu einer erhöhten Erodibilität des Bodens (Toy et al., 2002).

2.2.3 Schnee und Bodenfrost

Schnee kann je nach Zeitpunkt des Schneefalls und Dauer der Schneebedeckung Erosion sowohl verhindern als auch auslösen. Dabei hat die Temperatur des Bodens zum Zeitpunkt des Schneefallereignisses einen massgeblichen Einfluss auf die Erosivität von Schneebewegungen und Schneeschmelze (Meusburger & Alewell, 2014). Die isolierende Wirkung von Schnee hat bei ungefrorenem Boden unterschiedliche Auswirkungen. Einerseits kann das Wasser bei einer Schneeschmelze in den Boden infiltrieren anstatt oberflächlich abzufließen (Konz et al., 2010; Meusburger & Alewell, 2014). Andererseits bildet sich bei einem zu warmen Boden ein Wasserfilm zwischen Boden und Schneedecke, der durch Schneekriechen und feuchte Lawinen Erosion begünstigt (Ceaglio, Meusburger, Freppaz, Zanini & Alewell, 2012; Konz et al., 2010; Meusburger, Leitinger, Mabit, Müller & Alewell, 2013).

Schnee schützt die Vegetation vor Kälte und ermöglicht ihr dadurch eine schnellere Regeneration im Frühling und stellt ihr durch die Schneeschmelze Wasser und Nährstoffe zur Verfügung (Beniston, 2003).

2.2.4 Boden

Die Bodeneigenschaften entlang eines Hanges unterscheiden sich stark. Während das Ausgangsmaterial die Bodeneigenschaften in den oberen Hangzonen bestimmt, werden diese beim Hangfuss durch den Ablagerungsprozess geprägt (Toy et al., 2002).

Die Erodibilität ist sehr stark vom jeweiligen Bodentyp abhängig und die Erosionsrate ist bei leicht erodierbaren Böden um bis zu zehnmal höher als bei erosionsresistenten Böden. Am leichtesten erodierbar sind Böden mit mittlerer Korngrösse (hoher Schluffanteil), da der Oberflächenabfluss erhöht ist und die Teilchen leicht erodierbar sind. Schwer erodierbar hingegen sind Böden mit einem hohen Tonanteil bzw. Sandanteil. Bei Tonböden erschwert der hohe Zusammenhalt zwischen den einzelnen Teilchen eine Erosion, während bei Sandböden das Wasser schnell versickert und damit die Erosivität des Oberflächenabflusses reduziert wird (Toy et al., 2002).

Des Weiteren beeinflusst die Aggregatsgrösse und -stabilität die Erodibilität des Bodens (Toy et al., 2002). Da ein hoher organischer Anteil die Aggregatstabilität und die Permeabilität erhöht (Pintaldi et al., 2018; Stanchi et al., 2013), ist die Aggregatstabilität durch die vermehrte Produktion von organischem Material und die Aktivität von Mikroorganismen im Sommer am höchsten (Toy et al., 2002).

Generell sind die Bodenaggregate des Oberbodens gegenüber Erosion persistenter als jene des Unterbodens (Stanchi et al., 2013), da im Oberboden der Humusgehalt höher ist und die Bodenaggregate durch die Pflanzenwurzeln stabilisiert werden (Stanchi et al., 2013). Bei Belastung der Bodenaggregate durch Tritt oder Frost (Frostsprengrung) können Bodenaggregate jedoch destabilisiert und zerstört werden (Meusburger & Alewell, 2014).

Die Permeabilität des Bodens bestimmt die Menge des Oberflächenabflusses und damit seine Erosivität (Toy et al., 2002). Zu einem hohen Oberflächenabfluss führen stauende Schichten (z.B. tonhaltige Schichten) nahe der Oberfläche oder oberflächige Krusten aus feinem Material (Toy et al., 2002). Wenig entwickelte Böden wie alpine Böden oder Böden mit einer hohen Oberflächenrauigkeit haben wegen ihrer hohen Permeabilität und Infiltrationsrate einen geringen Oberflächenabfluss (Meusburger & Alewell, 2014; Renard et al., 1997).

2.2.5 Topografie

Die Hangneigung und Hanglänge stehen in direkter Korrelation zur Erosivität des Oberflächenabflusses. Je steiler und länger der Hang ist, desto stärker ist die Erosivität des Oberflächenabflusses (Toy et al., 2002). Die Hangneigung bestimmt zudem die auf den Boden wirkenden Scherkräfte (Yu et al., 2017). Sobald die wirkenden Scherkräfte die Scherspannung des Bodens übersteigen, kommt es zu flachgründigen Rutschungen (Yu et al., 2017). Strassen und Tierwege können das Erosionsrisiko reduzieren, weil sie Unterbrüche im Hang bilden (Alewell et al., 2015). Andererseits können durch sie aber auch Anrissstellen für Erosion entstehen (Alewell et al., 2015).

Auch die Hangform hat einen Einfluss auf die Erosionsrate, die bei konkaven und konvexen Hängen grösser als in uniformen Hängen ist (Schäuble, 1999). Bei konvexen Hängen kann sie bei gleicher Steilheit um 30 % grösser sein als in uniformen Hängen (Schäuble, 1999). Generell nimmt die Erosionsrate hangabwärts kontinuierlich zu (Toy et al., 2002).

Rutschungen werden durch stauende Schichten und oberflächige Wasseraustritte begünstigt, wobei letztere sich an konvexen und konkaven Hangformen konzentrieren. Im Allgemeinen ist die Feuchtigkeit am Hangfuss höher als im restlichen Hang. Ausserdem spielt die Lage des Hanges eine wichtige Rolle, denn dadurch, dass ein Hang in einer Muldenlage wesentlich langsamer entwässern kann als ein Hang an einem Bergrücken, werden flachgründige Rutschungen in Muldenlagen begünstigt (Yu et al., 2017).

2.2.6 Weitere Faktoren

Die Entstehung von Rutschungen wird durch die geologischen Gegebenheiten einer Region beeinflusst. Hierzu gehören Stabilität und Permeabilität des Ausgangsgestein (Meusburger & Alewell, 2008), die Bildung von Gleitschichten (Meusburger & Alewell, 2008) und die unterschiedliche Resistenz der verschiedenen Gesteine gegenüber Erosion (LfU, 2016). Ausserdem bestimmt das Ausgangsgestein die Eigenschaften der sich daraus entwickelnden Böden (Meusburger & Alewell, 2008).

Die Bewirtschaftung ist ein treibender Faktor der Bodenerosion. Je geringer die Bodenbedeckung, je länger die Dauer der Brache und je höher die Pflughäufigkeit, desto höher ist die Erosionsrate (Bircher et al., 2019a). Des Weiteren bestimmen der Tierbesatz, die Tierart und die Beweidungsintensität und -dauer die Dichte der Trittschäden (Apollo, Andreychouk & Bhattarai, 2018). Tiere können direkt Bodenmaterial durch Tritt ver-

lagern oder durch Öffnung der Vegetationsschicht Anrissstellen für Erosion verursachen (Apollo et al., 2018). Ausserdem führt die Überweidung und Schädigung der Pflanzen durch Tritt zu einer langfristigen Ausdünnung der Vegetationsdecke respektive einer Abnahme der Vegetationsdichte (Apollo et al., 2018).

Pistengebiete sind ebenfalls anfälliger gegenüber Erosion, weil häufig Unterbodenmaterial oder Ausgangsmaterial exponiert an der Oberfläche liegt und durch die Belastung die Bodenstruktur zerstört wird (Stanchi et al., 2013). Sozio-politische Faktoren beeinflussen ebenfalls das Bodenerosionsrisiko (Fullen et al., 2006). So können durch politische Entscheide in der Agrarpolitik mittels steuernder Elemente die Erosion eingedämmt und andererseits die Bodenschadstoffbelastungen reduziert werden, die die Bodenstruktur und Vegetation beeinträchtigen können (Fullen et al., 2006).

2.3 Erosionsarten

Bei der wasserbedingten Erosion wird zwischen Spritz- (engl. splash), Flächen- (engl. interrill/ sheet), Rillen- (engl. rill), Schluchten- (engl. gully), Tunnel- (engl. tunnel) und Strombankerosion (engl. streambank) unterschieden (Abbildung 3) (Blanco & Lal, 2010). In einem Hang folgen die Erosionstypen Spritz-Flächen-Rillen-Schluchtenerosion aufeinander (Merritt et al., 2003; National Geographic Society, 2018).

Im subalpinen und alpinen Raum sind die vorherrschenden Prozesse der wasserbedingten Erosion flachgründige Rutschungen und Flächenerosion, da die Böden sehr flachgründig sind und das Wasser deshalb schnell versickern kann (Konz et al., 2010; Merritt et al., 2003; Meusbürger & Alewell, 2014). Von untergeordneter Bedeutung sind auf nicht gepflügten Flächen im alpinen Raum die Rillenerosion, die die Haupterosionsart auf Ackerflächen darstellt, und die Schluchtenerosion (Merritt et al., 2003; Meusbürger & Alewell, 2014).

2.3.1 Spritzerosion

Bei der Spritzerosion (Bild A Abbildung 3) werden durch einschlagende Regentropfen Bodenpartikel suspendiert und anschliessend verlagert, wodurch sich kleine Krater bilden (Ghadiri, 2004). Geschwindigkeit, Grösse und Form eines Regentropfens bestimmen seine kinetische Energie, die äquivalent zur Tiefe des gebildeten Kraters ist (Blanco & Lal, 2010).

2.3.2 Flächenerosion

Die Flächenerosion (Bild B Abbildung 3) beschreibt den stufenweisen Abtrag von einzelnen Bodenkörnern und -aggregaten durch Oberflächenabfluss als dünne Schicht oder in feinen Rillen (Blanco & Lal, 2010; Konz et al., 2010). Dabei ist die Flächenerosionsrate abhängig von der Erodierbarkeit des Bodens, der Regenintensität und der Hangneigung (Blanco & Lal, 2010). Zwischen der Flächen- und Spritzerosion, die bis zu 70 % der Gesamterosionsrate ausmachen kann, besteht eine starke Abhängigkeit. Zu Beginn eines Niederschlagsereignisses dominiert die Spritzerosion (Blanco & Lal, 2010), die jedoch mit zunehmendem Oberflä-

chenabfluss abnimmt (Toy et al., 2002), weil die Energie der Regentropfen durch den Wasserfilm absorbiert wird (Toy et al., 2002). (Toy et al., 2002). Falls allerdings vorgängig von den Regentropfen keine gröberen Bodenpartikel abgelöst werden, können durch die Flächenerosion nur sehr feine Partikel der Schluff- und teilweise der Tonfraktion transportiert werden (Toy et al., 2002).

2.3.3 Rillenerosion

Die Rillenerosion (Bild C Abbildung 3) findet in kleinen Kanälen oder Rillen statt und fasst den Abfluss und die Sedimente aus der Flächenerosion zusammen (Blanco & Lal, 2010; Toy et al., 2002). Da im Vergleich zur Flächenerosion die Erosionskraft wesentlich grösser ist (Blanco & Lal, 2010), können bei der Rillenerosion auch Bodenpartikel der Sandfraktion verlagert werden (Toy et al., 2002). Eine Abnahme der Steilheit oder eine Zunahme der Oberflächenrauigkeit führt zu einer Deposition des Bodenmaterials (Toy et al., 2002).

Die für diese Erosionsart charakteristische Form der Rillen entsteht dadurch, dass der Boden neben den Rillen erosionsbeständiger ist als der Boden der Rillen. Durch den Oberflächenabfluss und eine hangabwärts gerichtete Verlagerung des Bodenmaterials werden die Rillen am Grund immer weiter ausgehöhlt bis die Seitenwände destabilisieren und einbrechen (Toy et al., 2002).

Sobald in der Tiefe eine nicht erodierbare Schicht erreicht wird, findet nur noch eine Seitenerosion statt, bis auch hier eine nicht erodierbare Schicht oder die finale Weite (Equilibriumswerte) erreicht ist (Toy et al., 2002). Die Equilibriumswerte wird über die Bodenerodierbarkeit, Abtragungsrate, Hangneigung und Erosionskraft des Oberflächenabflusses (Abflussmenge) definiert (Blanco & Lal, 2010; Toy et al., 2002).

2.3.4 Flachgründige Rutschungen

Auch wenn die Erosionsrate durch Flächenerosion doppelt so hoch ist, ist die Erosion durch flachgründige Rutschungen (Bild D Abbildung 3) ein wichtiges Kriterium (Meusburger & Alewell, 2014). Als flachgründige Rutschung wird das Abrutschen eines Bodenteils von geringer Dicke (<2 m) infolge von Niederschlägen in einem eher flachen Hangabschnitt (Montrasio & Valentino, 2008) oder in einem steilen Hangabschnitt mit geringer Bodendicke bezeichnet (Borga, Dalla Fontana, Gregoret & Marchi, 2002).

Obwohl eine Vorhersage von Rutschungen schwierig ist, werden diese durch Faktoren wie Geologie, Topografie, Hydrogeologie, Vegetation und Niederschlag begünstigt (Park, Lee & Woo, 2013). Flachgründige Rutschungen entstehen so häufig nach kurzen Starkniederschlägen oder langandauernden Regenereignissen (Yu et al., 2017).

2.4 Erosionsmodelle

Zur Prognose des Erosionsrisikos existieren verschiedene Modelle, die jeweils nur auf einen oder einige wenige Erosionstypen anwendbar sind (Merritt et al., 2003). Aktuell fehlt ein Modell, dass alle Erosionstypen

berücksichtigt (Merritt et al., 2003). Die Erosionsmodelle auf unterschiedliche Skalenbereichen anzuwenden ist schwierig, weil die darauf aufbauenden Prozesse in einem definierten Massstab stattfinden (Verheijen, Jones, Rickson & Smith, 2009).

Bei Erosionsmodellen wird zwischen empirischen (syn. statistischen), konzeptionellen und physikalischen Modellen unterschieden (Merritt et al., 2003).

Empirische Modelle beschreiben mögliche Erosionsereignisse basierend auf statistischen Auswertungen von vorhergegangenen Ereignissen und Feldversuchen (LfU, 2016). Sie ermöglichen einfache Erosionsprognosen mit wenigen Parametern, erlauben jedoch nur die Berechnung von langfristigen und mittleren Erosionsraten (LfU, 2016). Allerdings besteht bei allen Modellen häufig das Problem, dass unrealistische Erosionsprognosen modelliert werden, weil kleinräumige Variationen nicht berücksichtigt werden (Merritt et al., 2003). Beispiele für empirische Erosionsmodelle sind das (R)USLE- und PESERA-Modell (Merritt et al., 2003).

Konzeptionelle Modelle basieren auf der Darstellung eines Einzugsgebietes als interner Speicher, bei denen der Sedimenttransport und die Abflusswege basierend auf der Oberflächenstruktur berücksichtigt werden, und der Abfluss als Speicher für die Sedimente dient. Deshalb kann dieser Modelltyp einen Hinweis auf die qualitativen und quantitativen Landnutzungsänderungen liefern (Merritt et al., 2003).

Physikalische Erosionsmodelle berücksichtigen die physikalischen Prozesse, die bei einem Erosionsereignis stattfinden (Mobilisierung, Transport, Deposition) (LfU, 2016). Da hierdurch die Erosionsprozesse in einer hohen zeitlichen und räumlichen Auflösung wiedergegeben werden, sind diese Modelle auf andere Untersuchungsgebiete übertragbar (LfU, 2016). Für die hohe Auflösung der Modelle werden viele Eingabeparameter und grosse Rechenkapazitäten benötigt (LfU, 2016). Beispiele für physikalische Modelle sind das Water erosion prediction Project (WEPP) (Konz, 2010) oder The European Soil Erosion Model (EUROSEM) (Morgan et al., 1998).



Abbildung 3 A: Bodenoberfläche nach Starkniederschlag (Pravat & Ramkrishna, 2014), B: Flächenerosion (Meusburger et al., 2010), C: Rillenerosion (Jordán, 2014) D: Schluchtenerosion (DPIRD, 2020) E: Tunnelerosion (DPIRD, 2010), F: Strombankerosion (Department of Agriculture and Food, 2010), G: Flachgründige Rutschung (Meusburger et al., 2010).

3. RUSLE-Modell

Für Erosionsprognosen sind die lokalen Interaktionen zwischen dem Oberflächenabfluss und anderen Erosionsfaktoren entscheidend. Mit der RUSLE-Standardformel wird jedoch nur das durchschnittliche Erosionspotential durch Niederschlag und Oberflächenabfluss dargestellt werden (Schäuble, 1999). In diesem Kapitel wird das Standard RUSLE-Modell von Renard (1997) mit den RUSLE-Modellen der ERK2-Karte (Bircher et al., 2019a) und der Erosionsrisikokarte für das Dauergrünland mit dem Fokus auf das alpine Grasland verglichen (Schmidt et al., 2019a) (Übersicht Tabelle 2).

3.1 Allgemeines

Das RUSLE-Modell (Revised Universal Soil Loss Equation) (Renard et al., 1997) ist ein empirisches Erosionsmodell und beschreibt den langfristigen Bodenabtrag durch klimatische, pedogene, topographische und nutzungsspezifische Faktoren (Schäuble, 1999). Die Grundformel des RUSLE-Modells bildet die Formel 1 nach Schäuble (1999).

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \quad (1)$$

A beschreibt die langjährige mittlere Bodenabtragungsrate, R die Erosivität des Niederschlags, K die Erodibilität des Bodens, L die Hanglänge, S die Hangneigung, C die Bodenbedeckung und P die Erosionsschutzmassnahmen (Schäuble, 1999). Während die Faktoren R , K , L und S nicht anthropogen beeinflusst und daher über einen längeren Zeitraum konstant sind, unterliegen die C - und P -Faktoren anthropogen bedingten Schwankungen (Schäuble, 1999). Werden nur die Faktoren R , K , L und S berücksichtigt, wird das potentielle Erosionsrisiko erhalten (Bircher et al., 2019a). Weil jedoch bei diesem von einer Oberfläche ohne Bedeckung ausgegangen wird, ist es um das 10- bis 100-fach grösser als das effektive Erosionsrisiko (Bircher et al., 2019a). Eine detaillierte Beschreibung der einzelnen Faktoren erfolgt ab Kapitel 3.2.

Das USLE- und RUSLE-Modell sind die am meisten genutzten Erosionsmodelle (Ganasri & Ramesh, 2016). Sie sind transportlimitiert, d.h. die Menge an erodiertem Material wird durch die Transportkapazität des Oberflächenabflusses begrenzt (Ganasri & Ramesh, 2016). Die Modelle wurden für zeitweise vegetationsfreie Flächen oder Flächen mit natürlicher lückiger Vegetation und ununterbrochene Hänge entwickelt (Schäuble, 1999). Weil die C -, L - und S -Faktoren das grösste Gewicht in diesen Modellen haben, liegt der Schwerpunkt dieser auf der langfristigen Erosion durch Niederschlag und Oberflächenabfluss (Ganasri & Ramesh, 2016; Schäuble, 1999).

Seit der Etablierung des USLE- und RUSLE-Modells wurden verschiedene Feldversuche durchgeführt, um die berechneten Erosionsraten mit Messwerten vergleichen und dadurch das Modell feiner ausarbeiten zu können (Bircher et al., 2019a; Konz, 2010; Meusbürger, 2010; Schmidt, Tresch & Meusbürger, 2019b). Mehrheitlich lag die modellierte Erosionsrate über der effektiven Erosionsrate, was auf verschiedene Faktoren

zurückzuführen ist (Bircher et al., 2019a). Zum einen wird bei Feldversuchen häufig nur die Erosionsrate während der Vegetationsperiode gemessen, sodass die Erosion durch die Schneeschmelze und Schneebebewegungen unberücksichtigt bleibt. Zum anderen ist eine Erfassung und eine korrekte Bestimmung aller Faktoren schwierig (Ceaglio et al., 2012; Konz et al., 2010; Meusbürger, 2010; Schmidt et al., 2019a).

3.2 Erosivitätsfaktor (*R*-Faktor)

Der Erosivitätsfaktor (*R*-Faktor) beschreibt die Erosionsenergie von Niederschlag und ist der über einen längeren Zeitraum (mind. 20 Jahre) gemittelte Wert der jährlichen *R*-Faktoren. Um für ein Gebiet den jährlichen *R*-Faktor zu erhalten, werden die Niederschlagserosionswerte EI_{30} aller Einzelereignisse innerhalb eines Jahres aufsummiert (Schäuble, 1999). Der EI_{30} -Wert wiederum ist das Produkt der aufsummierten kinetischen Energiedichte E [kJ m^{-2}] und der maximalen 30-Minuten-Intensität I_{30} [mm h^{-1}] des erosiven Einzelregens (Schwertmann, Vogl & Kainz, 1987).

Die Erosivität [$\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{a}^{-1}$] des Niederschlages ist abhängig von der maximalen Intensität (Renard et al., 1997; Schäuble, 1999) und der kinetischen Energie des Niederschlagsereignisses (Wischmeier & Smith, 1978). Ein langanhaltender Niederschlag mit niedriger Intensität kann den gleichen E -Wert aufweisen wie ein kurzer Niederschlag mit hoher Intensität (Renard et al., 1997). Über den I -Wert wird die Spitzenzeit der Ablösung und des Abflusses erfasst (Renard et al., 1997). Mit dem EI -Wert wird daher die Ablöserate von Bodenpartikeln in Abhängigkeit von der Transportkapazität beschrieben (Renard et al., 1997).

Als erosiv gelten nur Niederschlagsereignisse ab einer Gesamtniederschlagsmenge von 12.7 mm pro Ereignis oder mit Spitzenwerten von mehr als 6.35 mm in 15 min beziehungsweise von 8.47 mm in 20 min für die Erosivitätskarte der Schweiz (Meusbürger et al., 2012; Renard et al., 1997). Niederschlag, der bei Temperaturen unterhalb 0 °C fällt, wird nicht als Niederschlag erfasst (Schmidt, Alewell, Panagos & Meusbürger, 2016).

Das RUSLE-Modell baut auf den Formeln 2 & 3 nach Brown und Foster (1987) auf, die auch für das USLE-Modell verwendet werden.

$$e_r = 0.29[1 - 0.72 \exp(-0.05i_r)] \quad (2)$$

$$EI_{30} = \left(\sum_{r=1}^k e_r v_r \right) I_{30} \quad (3)$$

Die Faktoren zur Berechnung der Niederschlagserosivität EI_{30} [$\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1}$] sind dabei die Niederschlagsenergie e_r [$\text{MJ ha}^{-1} \text{mm}^{-1}$], die Niederschlagsintensität i_r [mm h^{-1}], die maximale Niederschlagsmenge v_r [mm] und die maximale Niederschlagsintensität innerhalb von 30min I_{30} [mm h^{-1}]. Die durchschnittliche, monatliche Erosivität wird dann aus dem Mittelwert aller Ereignisse gebildet (Schmidt et al., 2016).

Sowohl die neue ERK2-Karte für das Ackerland (Bircher et al., 2019a) als auch die Erosionsrisikokarte für das Dauergrünland der Schweiz (Schmidt et al., 2019a) verwenden als Grundlage die Erosivitätskarte von Schmidt et al. (2016). Diese Karte basiert auf den Messdaten von 87 Meteostationen mit einer Mindestmessdauer von 22 Jahren. Die Erosivität wurde mit der modifizierten Formel 4 von Meusburger et al. (2012) (Originalformel Brown & Foster, 1987, unveröffentlicht) berechnet und anschliessend mittels *Kriging* über die ganze Schweiz interpoliert (Schmidt et al., 2016). Hierbei ist nP der durchschnittliche Niederschlag pro Jahr, $ndem$ die Höhe über Meer und $west$ der Indikator der biogeographischen Region Westalpen (Schmidt et al., 2016).

$$\log R = 0.549nP - 0.358ndem - 0.586west + 6.996 \quad (4)$$

Die Modellierung ergab R -Faktoren von $4.33\text{--}1220 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ Monat}^{-1}$ mit einem Mittelwert von $96.5 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ Monat}^{-1}$. Die Abbildung 4 zeigt die Verteilung der durchschnittlichen monatlichen Niederschlags-erosivität der Schweiz (Schmidt et al., 2016).

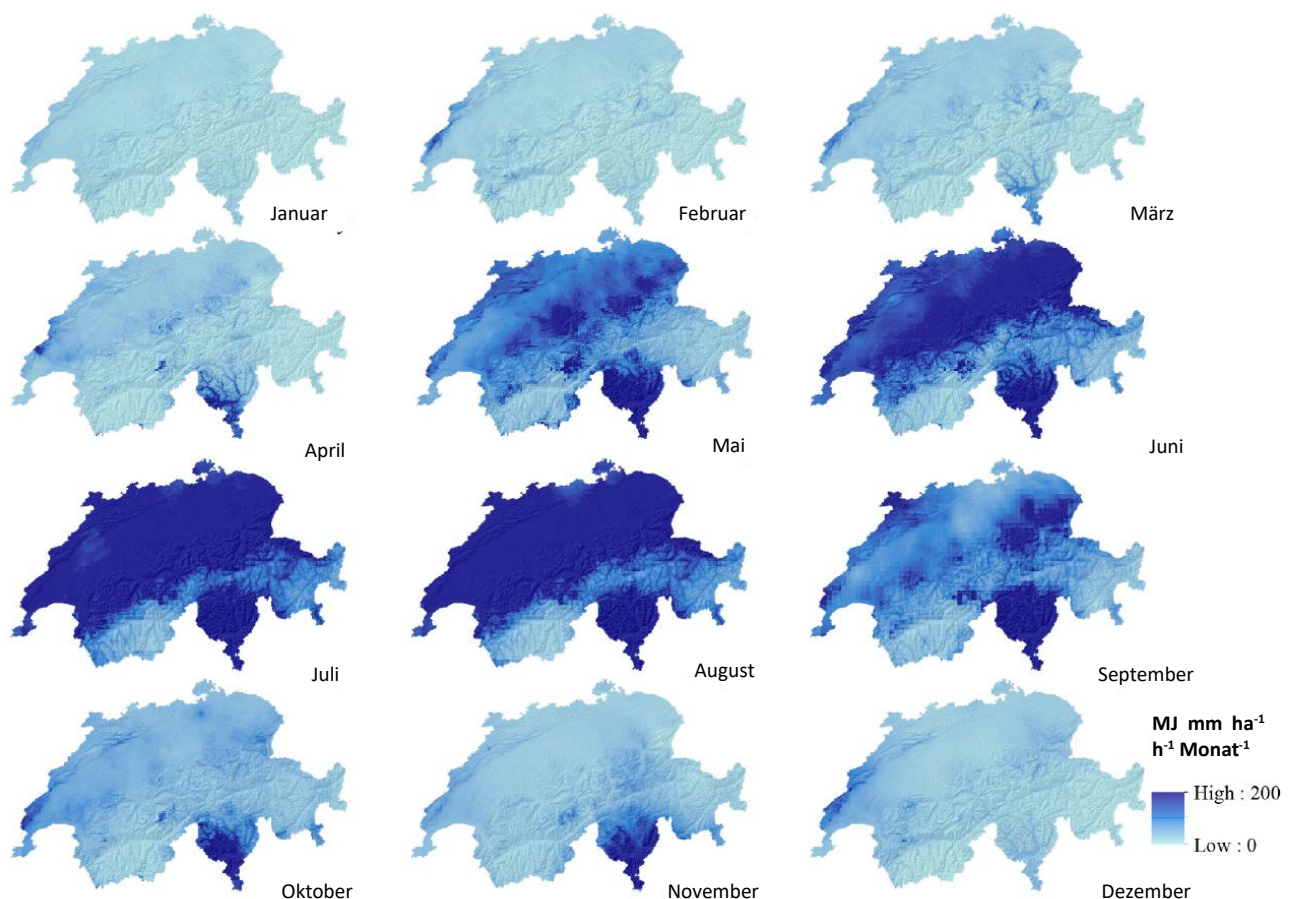


Abbildung 4 Monatliche Karten des R -Faktor der Schweiz, welche die Grundlage der ERK2-Karte und der Erosionsrisikokarte des Dauergrünlandes der Schweiz bilden (Schmidt et al., 2016).

3.3 Erodibilitätsfaktor (K-Faktor)

Der Erodibilitätsfaktor (*K*-Faktor) steht für den bodeneigenen Erosionswiderstand und variiert je nach Anteil an organischem Material und der Bodenkörnung (Renard et al., 1997). Der *K*-Faktor wurde für ähnliche Bodentypen durch Feldmessungen ermittelt (Renard et al., 1997) und liegt zwischen 0 und 1, wobei ein hoher Wert für einen leicht erodierbaren Boden steht (Schäuble, 1999). Der Erodibilitätsfaktor bezieht sich auf eine quadratische Fläche mit einer Seitenlänge von 22.1 m und einer Neigung von 9 % (Renard et al., 1997).

Da der *K*-Faktor abhängig von Bodentyp, Aggregatstabilität und organischem Anteil ist, muss die jeweilige Bodenzusammensetzung durch Felderhebungen und Laboruntersuchungen bestimmt werden. Je höher der Feinanteil (Schluff) im Oberboden, desto grösser ist der Erosivitätsfaktor (Schwertmann et al., 1987). Die Formel 5 wurde zur Berechnung des *K*-Faktors mit Hilfe von Laboranalysen entwickelt.

$$K = 2.77 \cdot 10^{-6} \cdot M^{1.14} \cdot (10 - OS) + 0.043 \cdot (A - 2) + 0.33 \cdot (4 - D) \quad (5)$$

K = Erodibilitätsfaktor [-]

M = (% Schluff + Feinstsand) · (% Schluff + % Sand)

OS = % organische Substanz im Bereich von 0–4 % (grössere Werte werden als 4 % gesetzt)

A = Aggregatklasse (4 Klassen von feinkrümmelig = 1 bis plattigfest = 4)

D = Durchlässigkeitsklasse (6 Klassen von sehr gering = 1 bis extrem hoch = 6)

Ausgehend von den kantonalen und nationalen Bodenkarten wurden mit der Formel 6 nach Gisler et al. (2010) die *K*-Werte der ERK2-Karte bestimmt. Diese werden bei dieser Formel aus dem Feingehalt *K_b*, der für jeden Bodentyp definiert ist (10–13 Klassen), dem Skelettgehalt *K_s* und dem Humusgehalt *K_h* berechnet.

$$K = K_b \cdot K_s \cdot K_h \quad (6)$$

Die modellierten Werte lagen zwischen 0.02–0.70 t h N⁻¹ ha⁻¹ (0.002–0.070 t ha h ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹) bei einem Durchschnittswert von 0.22 t h N⁻¹ ha⁻¹ (0.022 t ha h ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹) (Abbildung 5) (Bircher et al., 2019a).

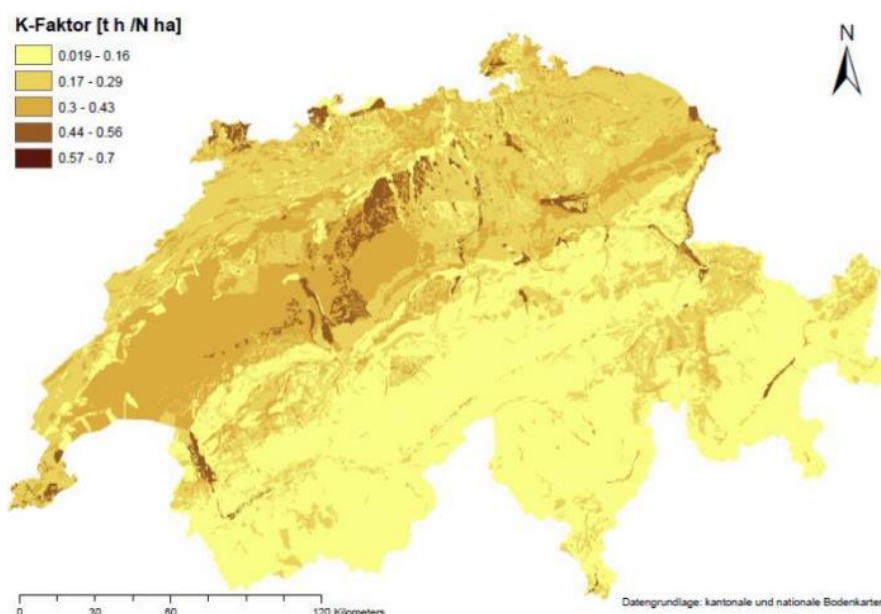


Abbildung 5 Karte des *K*-Faktor der Schweiz, welche die Grundlage der ERK2-Karte bildet (Bircher et al., 2019a).

Für die Erosionsrisikokarte des Dauergrünlandes wurden die Daten aus dem LUCAS-Topsoil-Sampling verwendet (160 Bodenproben <1500 msl, 39 Proben >1500 msl) (Schmidt, Ballabio, Alewell, Panagos & Meusburger, 2018c; Schmidt et al., 2019a). Anschliessend wurde der Erodibilitätsfaktor (K -Faktor) nach der Formel von Schäuble (1999) berechnet (Formel 5) und mit einem Faktor für die Steinbedeckung des Bodens St (Reduktion Bodenerosion) nach Panagos et al. (2015) multipliziert (Formel 7). Zuletzt erfolgte eine Interpolation des K -Werts für die ganze Schweiz mit der Cubist Regression (Schmidt et al., 2018c).

$$K_{St} = K * St \quad (7)$$

Die daraus resultierende Karte (Abbildung 6) hat eine Auflösung von 500 m mit Werten zwischen 0.0143 und 0.0517 t ha h ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹ und einem Mittelwert von 0.0327 t ha h ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹. Für das Dauergrünland wurde für die montane Zone ein Wert von 0.0308 t ha h ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹ und für die nivale Zone ein Wert von 0.0404 t ha h ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹ erhalten (Schmidt et al., 2018c).

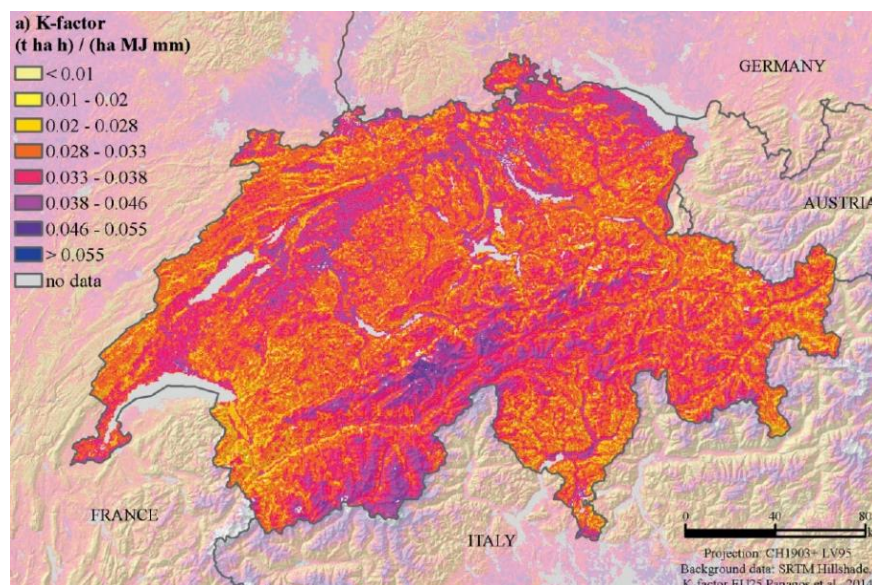


Abbildung 6 Karte des K -Faktor der Schweiz, welche die Grundlage der Erosionsrisikokarte des Dauergrünlandes der Schweiz bildet (Bircher et al., 2019).

3.4 Topografiefaktor (LS -Faktor)

Der Topografiefaktor (LS -Faktor) ist das Produkt aus dem S - und L -Faktor und beschreibt die Bodenverlustrate in einem uniformen Hang. Der Referenzwert LS -Faktor 1 steht für eine Quadratfläche mit einer Seitenlänge von 22.1 m und einer Neigung von 9 % (Renard et al., 1997).

Der Hanglängenfaktor (L -Faktor) spezifiziert die Hanglänge, da die Erosionsrate mit zunehmender Länge ansteigt (Renard et al., 1997). Die Hanglänge wird als die horizontale Distanz vom Ursprung des Oberflächenabfluss bis zu dem Punkt beschrieben, an dem entweder die Hangneigung soweit abnimmt, dass die Deposition einsetzt (Abnahme Hangneigung um ~5 %) oder sich der Oberflächenabfluss in definierten Rillen konzentriert (Wischmeier & Smith, 1978) was erfahrungsgemäss innerhalb von rund 120 m (400 ft.), in sel-

tenen Fällen innerhalb von 300 m (1000 ft.) erfolgt und die maximale Hanglänge limitiert (Renard et al., 1997).

Der L -Faktor kann gemäss Renard et al. (1997) (Umrechnung von Feet in Meter durch Schäuble (1999)) aus der horizontalen Hanglänge λ , dem Hanglängenexponenten m , der Wahrscheinlichkeit der Rillenerosion β und der Hangneigung ϑ berechnet werden (Formel 8–10).

$$L = \left(\frac{\lambda}{22.13} \right)^m \quad (8)$$

$$m = \frac{\beta}{1 + \beta} \quad (9)$$

$$\beta = \frac{\left(\frac{\sin \theta}{0.0896} \right)}{[3.0 \cdot (\sin \theta)^{0.8} + 0.56]} \quad (10)$$

Bei Flächen, bei denen die Flächenerosion die Rillenerosion überwiegt, sollte der m -Wert reduziert werden, weil die Standardberechnung (Formel 8) für landwirtschaftliche Flächen in frisch gepflügtem Zustand entwickelt wurde (Renard et al., 1997). Vorschläge zur Anpassung des m -Wertes finden sich in der entsprechenden Publikation von Renard et al. (1997).

Neben der Hanglänge ist auch die Hangneigung ein wichtiger Faktor, denn mit zunehmender Hangneigung steigt die Erosionsrate stärker an, als mit zunehmender Hanglänge (Renard et al., 1997).

Der Hangneigungsfaktor (S -Faktor) kann für Hanglängen >15 m mit der Formel 11 & 12 nach McCool, Brown, Foster, Mutchler & Meyer (1987) für unterschiedliche Hangneigungen berechnet werden.

$$S = 10.8 \sin \theta + 0.03 \quad \theta < 9 \% \quad (11)$$

$$S = 16.8 \sin \theta - 0.50 \quad \theta \geq 9 \% \quad (12)$$

Für Hanglängen zwischen 0.914 m und 4.57 m wurde von McCool et al. (1987) Formel 13 entwickelt.

$$S = 3 \cdot (\sin \theta)^{0.8} + 0.56 \quad \theta > 15 \% \quad (13)$$

Um bei unregelmässigen Hängen (konvex/ konkav) einen uniformen Hang zu erhalten, kann der entsprechende Hangabschnitt in drei bis fünf Teilabschnitte mit gleicher Steilheit unterteilt werden. Ohnehin ist die Segmentierung eines durchgängigen Hangabschnittes beim Wechsel im Bodentyp sinnvoll.

Für die ERK2-Karte (Bircher et al., 2019a) wurde der L -Faktor in SAGA-GIS mit dem Algorithmus MTFD berechnet (Seibert & McGlynn, 2007). Die Berechnung des S -Faktors erfolgte analog zur Formel 13, bei der die Neigung nach Zevenbergen und Throne (1987) berechnet wurde (Bircher et al., 2019a).

Die Berechnung des L -Faktoren für das alpine Grasland der Schweiz erfolgte gemäss Schmidt et al. (2019b) mit einer maximalen Fliessweglänge von 100 m (siehe Formel 14 & 15). Der m -Wert wurde analog zu

Formel 9 & 10 berechnet. Bei Fliesswegmessungen im alpinen Grasland ergaben sich jedoch eine maximale Fliessweglänge von 2 m, weshalb abschliessend der L -Faktor auf 1 festgelegt wurde.

$$A_{alpine\ i,j-in} = ifelse(A_{alpine\ i,j-in} > tresh, tresh, A_{i,j-in}) \quad (14)$$

$$L_{alpine\ i,j} = \frac{(A_{alpine\ i,j-in} + D^2)^{m+1} - A_{alpine\ i,j-in}^{m+1}}{D^{m+2} \cdot X_{i,j}^m \cdot 22.13^m} \quad (15)$$

$A_{alpine\ i,j-in}$: Einzugsgebiet Abfluss Rasterzelle in m^2 mit einer maximalen Fliessweglänge ($tresh$)

D : Rasterzellengrösse in Meter

$X_{i,j}$: $\sin(ai,j) + \cos(ai,j)$; ai,j Ausrichtung der Rasterzelle in Grad

m : das Verhältnis von Rillen- zu Flächenerosion (siehe Formel 11-12)

Der S -Wert für das alpine Grasland wurden aus der Hangneigung in Prozent mit der Formel nach Schmidt et al. (2019b) ermittelt, die für Regionen mit einer Steilheit von 20–50 % entwickelt wurde (Formel 16).

$$S_{alpine} = 0.0005s^2 + 0.756s - 0.4418 \quad (16)$$

Modellierungen des LS -Faktor des Dauergrünlandes der Schweiz ergaben Werte zwischen 0.04–30.4 mit einem Mittelwert von 14.8 (Schmidt et al., 2019b).

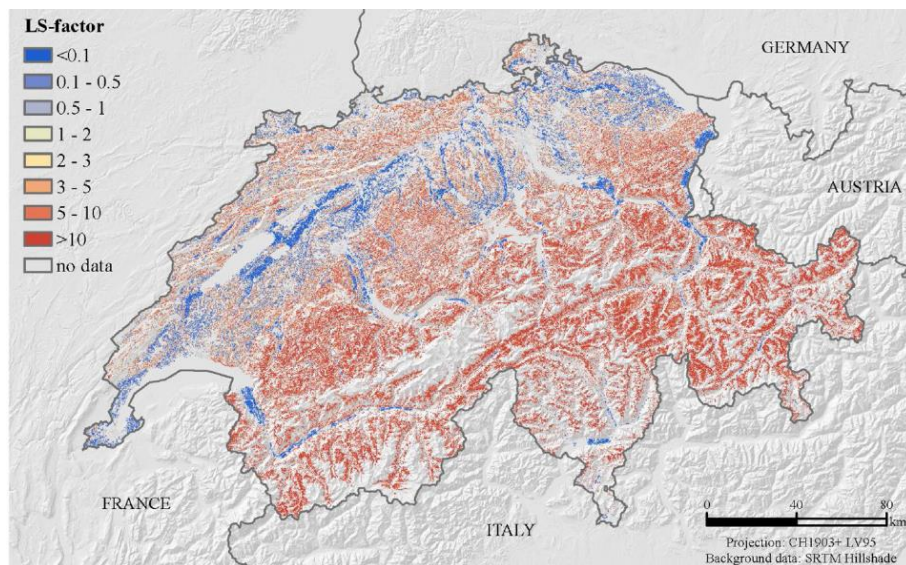


Abbildung 7 Karte LS -Faktor mit einer Auflösung von 2 m, welche Bestandteil der Erosionsrisikokarte des Dauergrünlandes der Schweiz ist (Schmidt et al. 2019b).

3.5 Bodenbedeckungsfaktor (C-Faktor)

Der Bodenbedeckungsfaktor (C -Faktor) beschreibt den Schutzfaktor der Nutzvegetation und liegt zwischen 0 und 1. Der Faktor ist rein anthropogen beeinflusst und weist bei Werten nahe 1 auf eine erosionsfördernde Bewirtschaftung hin, die durch eine lückige Vegetation und konventionelle Bewirtschaftung begünstigt wird (Schäuble, 1999).

Als Referenzwert für den Wert 1 wird ein kontinuierliches abfallendes gleichmässig gepflügtes Feld verwendet. Der Bodenverlustfaktor SRL beschreibt den Bodenverlust unter Berücksichtigung der vorherigen

Bewirtschaftung PLU , der Blätterbedeckung CC , der aktuellen Bodenbedeckung SC , der Oberflächenrauigkeit SR und teilweise der Bodenfeuchtigkeit SM aus leichten Niederschlägen (Formel 17) (Renard et al., 1997).

$$SRL = PLU \cdot CC \cdot SC \cdot SR \cdot SM \quad (17)$$

Die Subfaktoren berücksichtigen verschiedene Bewirtschaftungs- und Managementvariablen wie Bedeckung durch Ernterückstände, Vegetationsbedeckung und -höhe, Oberflächenrauigkeit, unterirdische Biomasse (Wurzeln, untergepflügte Ernterückstände), vorgängige Bewirtschaftung, Bodenfeuchtigkeit und Zeit. Für diese Faktoren existieren verschiedene Datenbanken mit unterschiedlichen Werten je nach Klimaregion. Ansonsten lassen sich die Werte über weitere Formeln berechnen, auf die im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht eingegangen wird (Renard et al., 1997).

Aus der Gewichtung des EI -Wertes und der Zeitspanne des Vegetationszustandes SRL , ergibt sich der C -Faktor (siehe Formel 18). Da die Vegetationsdecke bei Wiesen und Weiden das ganze Jahr über relativ konstant ist, kann hier bei der Berechnung des C -Faktors mit Mittelwerten gearbeitet werden (Renard et al., 1997).

$$C = \frac{(SLR_1 \cdot EI_1 + SLR_2 \cdot EI_2 + \dots + SLR_n \cdot EI_n)}{EI_t} \quad (18)$$

Bei der ERK2-Karte (Ackerland) der Schweiz wurde der C -Faktor nicht berücksichtigt, da dieser Faktor je nach Bewirtschaftungsmethode starken Schwankungen unterliegt (Bircher et al., 2019a).

Um den durchschnittlichen Bodenbedeckungsfaktor (C -Faktor) für das Dauergrünlandf (Schmidt et al., 2019a) zu erhalten (Formel 18) (Schmidt, Alewell & Meusburger, 2018) wurde der Bodenverlustfaktor (SRL) basierend auf dem monatlichen Vegetationsdeckungsgrad (FVC) aus verschiedenen Quellen berechnet (Formel 19) und mit dem EI -Wert nach Schmidt et al. (2016) gewichtet.

$$SLR = e^{-0.048 \cdot FVC} \quad (19)$$

Die Modellierung (Abbildung 8) ergab einen durchschnittlichen jährlichen C-Faktor von 0.0120 mit einem Wertebereich von 0.003–0.025. Dabei zeigt sich, dass die Fläche des C-Faktors durch Schneebedeckung abnimmt und in den Bergregionen während der Vegetationsperiode eine geringe Bodenbedeckung vorhanden ist (orange und rote Bereiche) (Schmidt, Alewell & Meusburger, 2018).

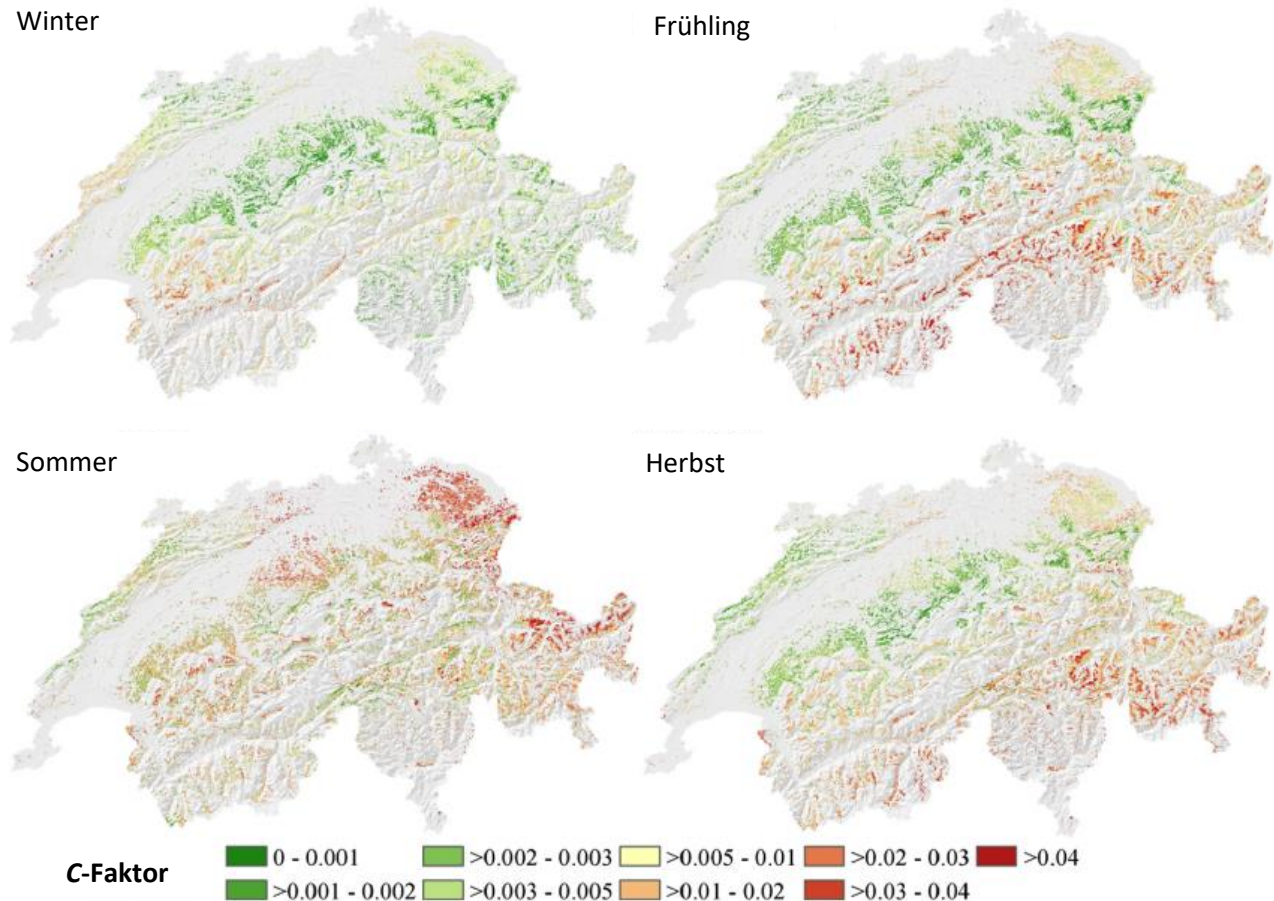


Abbildung 8 Räumliche-zeitliche Variation des C-Faktors des Dauergrünlandes der Schweiz als Produkt der Bodenverlustrate und gewichtet nach der Erosivität des Niederschlages. Grundlage der Modellierung des Erosionsrisikos des Grünlandes der Schweiz (Schmidt, Alewell & Meusburger, 2018).

3.6 Bodenerosionsschutzfaktor (P-Faktor)

Der anthropogene Bodenerosionsschutzfaktor (P-Faktor) beschreibt den Effekt von erosionsmindernden Bewirtschaftungsmethoden auf die Erosionsrate. Der Wert des Faktors liegt dabei zwischen 0 und 1, wobei 1 für eine hohe Erosionsrate steht (Schäuble, 1999).

Per Definition ist der Bodenschutzfaktor das Verhältnis des Bodenverlusts bei einer bestimmten Bodenschutzmassnahme zu dem entsprechenden Verlust bei der Bodenbearbeitung am Hang in Falllinie. Denn die Art der Bodenbearbeitung beeinflusst die Erosion, indem das Fliesswegmuster, die Neigung oder die Richtung des Oberflächenabflusses verändert und dadurch die Menge und Geschwindigkeit des Abflusses erhöht oder reduziert wird. Für das Kulturland beinhalten die Bodenschutzmassnahmen das Streifenpflügen, die Konturierung, Terrassierung und Drainierung nahe der Oberfläche (Renard et al., 1997).

Bodenschutzmassnahmen durch Verzicht auf Pflügen oder andere konservierende Bewirtschaftungsmethoden (Bsp. Bodenbedeckung durch Ernterückstände), werden beim C-Faktor berücksichtigt. Für das Weideland ist das Öffnen des Bodens durch Ausreissen, Wühlen, Tritt, Furchenbildung, usw. ausschlaggebend. Im Gegensatz zum Ackerland kann dies beim Weideland abhängig von der Art der Öffnung auch zu einer Reduktion des Oberflächenabflusses und damit zu einer Reduktion der Erosionsrate führen und hängt von Klima, Bodentyp, Neigung und Bedeckung ab (Renard et al., 1997).

Zur Berechnung des *P*-Wertes stehen diverse Tabellen zur Abschätzung der Werte bei verschiedenen Bewirtschaftungsweisen zur Verfügung (S. 226 ff. Renard et al., 1997).

Bei der ERK2-Karte (Ackerland) der Schweiz wurde der *P*-Faktor nicht berücksichtigt, da dieser Faktor je nach Bewirtschaftungsmethode starken Schwankungen unterliegt (Bircher et al., 2019a). Bei der Berechnung des Erosionsrisiko des Graslandes wurde der *P*-Faktor wegen fehlender Informationen zum Beweidungsmanagement ebenfalls nicht berücksichtigt (Schmidt et al., 2019a).

Tabelle 2 Übersicht über die Berechnungsgrundlagen des originalen RUSLE-Modells und den aktuellen Erosionsrisikokarten der Schweiz.

	Referenzformel Renard et al., 1997	ERK2-Karte für das Ackerland der Schweiz Bircher et al., 2019a	Monatliche Erosionsrisikokarte für das Dauergrünland der Schweiz Schmidt et al., 2019a
Erosivitätsfaktor (R-Faktor)	$e_r = 0.29[1 - 0.72 \exp(-0.05i_r)]$ $EI_{30} = \left(\sum_{r=1}^k e_r \cdot v_r \right) I_{30}$ Formel nach Brown & Forster (1987, unveröffentlicht)	Kriging Interpolation von Schmidt et al. (2016) (Grundlage Originalformel von Brown & Forster (1987), modifiziert nach Wischmeier et al. (2012)). Karte kann bezogen werden	Kriging Interpolation von Schmidt et al. (2016) (Grundlage Originalformel von Brown & Forster (1987), modifiziert nach Wischmeier et al. (2012)). Karte kann bezogen werden
Erodibilitätsfaktor (K-Faktor)	$K = 2.77 \cdot 10^{-6} \cdot 10^{1.14} \cdot (10 - OS) + 0.043 \cdot (A - 2) + 0.33 \cdot (4 - D)$ Formel nach Schwertmann (1987)	$K = K_b \cdot K_s \cdot K_h$ Nach Gisler et al. (2010)	Analog zu Schwertmann (1987) Ergänzung durch Steinbedeckungsfaktor nach Panagos et al. (2015)
Topografiefaktor (LS-Faktor)	L-Faktor $L = \left(\frac{\lambda}{22.13} \right)^m$ $m = \frac{\beta}{1 + \beta}$ $\beta = \frac{\left(\frac{\sin \theta}{0.0896} \right)}{[3.0(\sin \theta)^{0.8} + 0.56]}$ S-Faktor $S = 3(\sin \theta)^{0.8} + 0.56 \quad \theta > 15\%$ McCool et al. (1987) und Schauble (1999)	L-Faktor MTFD-Algorithmus in SAGA-GIS (Seibert & McGlynn, 2007) S-Faktor Analog zu McCool et al. (1987), Modifikation in Berechnung Neigung nach Zevenbergen und Thorne (1987) Karte kann bezogen werden	L-Faktor $A_{alpine\ i,j-in} = ifelse(A_{alpine\ i,j-in} > tresh, tresh, A_{i,j-in})$ $L_{alpine\ i,j} = \frac{(A_{alpine\ i,j-in} + D^2)^{m+1} - A_{alpine\ i,j-in}^{m+1}}{D^{m+2} \cdot X_{i,j}^m \cdot 22.13^m}$ Endprodukt L=1 S-Faktor $S_{alpine} = 0.0005s^2 + 0.756s - 0.4418$ Formel nach Schmidt et al. (2019a)
Bodenbedeckungsfaktor (C-Faktor)	$C = \frac{(SLR_1 \cdot EI_1 + SLR_2 \cdot EI_2 + \dots + SLR_n \cdot EI_n)}{EI_i}$ Formel nach Renard et al. (1997)	Nicht berücksichtigt	$SLR = e^{-0.048 \cdot FVC}$ Formel nach Schmidt et al. (2018a)
Bodenerosionsschutzfaktor (P-Faktor)	Diverse Tabellen mit Referenzwerten und Berechnungsformeln.	Nicht berücksichtigt	Nicht berücksichtigt

4. Datengrundlage

Die vorliegende Erosionshinweiskarte baut auf digitalen Geoinformationen und bestehenden Modellierungen auf. In Kapitel 4.1 werden sämtliche Datensätze beschrieben, welche bei Swisstopo und von anderen Geoportalen (AGI, deodata2use, GeoVITe) bezogen wurden. Kapitel 4.2 beschreibt die Daten bestehender Modellierungen, die direkt bei den Autoren bezogen wurden.

4.1 Grundlagendaten

Dateiname	Dateninhalt	Datenformat	Koordinatensystem	Nachführungsstand	Datenherr	Auflösung Rasterdaten
SwissALTI ^{3D}	Digitales Terrainmodell (DTM) der Schweiz und dem Fürstentum Lichtenstein ohne Bewuchs und Bebauung.	GeoTIFF	LV95 LN02	2014	Swisstopo	2 m
SWISSIMAGE RGB	Zusammensetzung digitaler Farbluftbilder.	GeoTIFF	LV95 LN02	2014	Swisstopo	0.25 m
SWISSIMAGE FCIR	Zusammensetzung der Kanäle (NIR, Rot, Grün) aus Luftaufnahmen.	GeoTIFF	LV95 LN02	2014	Swisstopo Lizenznr. 5701431698	0.25 m
Swiss TLM ^{3D} Bodenbedeckung	Einteilung der Oberfläche der Schweiz in verschiedene Bodenbedeckungen, welche sich teilweise überlappen.	Polygon	LV03 LN02	2019	Swisstopo	-
Sömmerungsperimeter Graubünden	Perimeter der landwirtschaftlichen Nutzfläche und Sömmerungsflächen gemäss DZV.	Polygon	LV03 LN02	2019	AGL	-
2019 Boundaries Switzerland	Administrative Grenzen der Schweiz.	Polygon	LV03 LN02	2019	Swisstopo BFS	-

Bodeneignungskarte der Schweiz	Eignung der Böden der Schweiz für die landwirtschaftliche Nutzung basierend auf den Bodeneigenschaften und den topographischen Gegebenheiten	Polygon	LV03 LN02	2000	BAFU BFS Swisstopo	-
Geotechnische Karte (GK200)	Untergrund der Schweiz klassiert nach lithologisch-petrografischen Kriterien.	GeoTIFF	LV95 LN02	1976	Swisstopo sgtk	36 m
Trockenwiesen und -weiden (TWW) von nationaler Bedeutung	Bundesinventar der Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung (TWW)	Polygon	LV003 LN02	2017	Swisstopo BAFU	
Flachmoore von nationaler Bedeutung	Bundesinventar der Flachmoore von nationaler Bedeutung.	Polygon	LV95 LN02	2017	Swisstopo BAFU	

4.2 Ergebnisse aus anderen Publikationen

Dateiname	Dateninhalt	Datenformat	Koordinatensystem	Nachführungsstand	Datenherr	Auflösung Rasterdaten
Monthly rainfall erosivity maps for Switzerland	Erosivität des monatlichen Niederschlages der Schweiz ohne Schneefall.	GeoTIFF	LV03 LN02	2016	Schmidt et al., 2016	100 m
Monthly RUSLE soil erosion risk of Swiss grasslands	Monatliches quantitatives Erosionsrisiko für das Grasland der Schweiz im alpinen Raum.	GeoTIFF	LV03 LN02	2019	Schmidt et al., 2019a	100 m

5. Methode

Die Modellierung und Datenauswertung der Erosionshinweiskarte und sowie der einzelnen Faktoren wurde in ArcGIS Pro 2.5.0 (Esri Inc., 2020a) und in SAGA GIS 7.6.2 (Conrad et al., 2015) auf dem eigenen Notebook durchgeführt. Dem Anhang B kann der detaillierte Arbeitsablauf inklusive verwendeter Geowerkzeuge entnommen werden. Der Workflow ist in Abbildung 10 dargestellt.

5.1 Untersuchungsgebiet

Für die Erstellung der Erosionshinweiskarte wurde als Fallbeispiel ein Hangabschnitt bei Ardez in der politischen Gemeinde Scuol im Kanton Graubünden (Abbildung 9, Anhang E) mit einer Fläche von 5'170 ha ausgewählt, wobei der Fokus auf dem Gebiet oberhalb von 1600 msl ohne Fettwiesen lag. In diesem Abschnitt befinden sich grossflächige Sömmerungsgebiete in einem uniformen Hang, für den zum einen zur Modellierung der Erosionshinweiskarte Referenzwerte für die Bodenverlustrate von Dauergrünland (Schmidt et al., 2019a; Swisstopo, 2019c) verfügbar waren. Zum anderen befindet sich in einer Luftdistanz von rund 8 km eine automatische Wetterstation (LV95 LN02; 2'817'139.000, 1'186'393.000, Abbildung 9), deren Werte zur Modellierung des *R*-Faktors herangezogen wurden (MeteoSchweiz, BAFU & EUA, 2020; Schmidt et al., 2016).

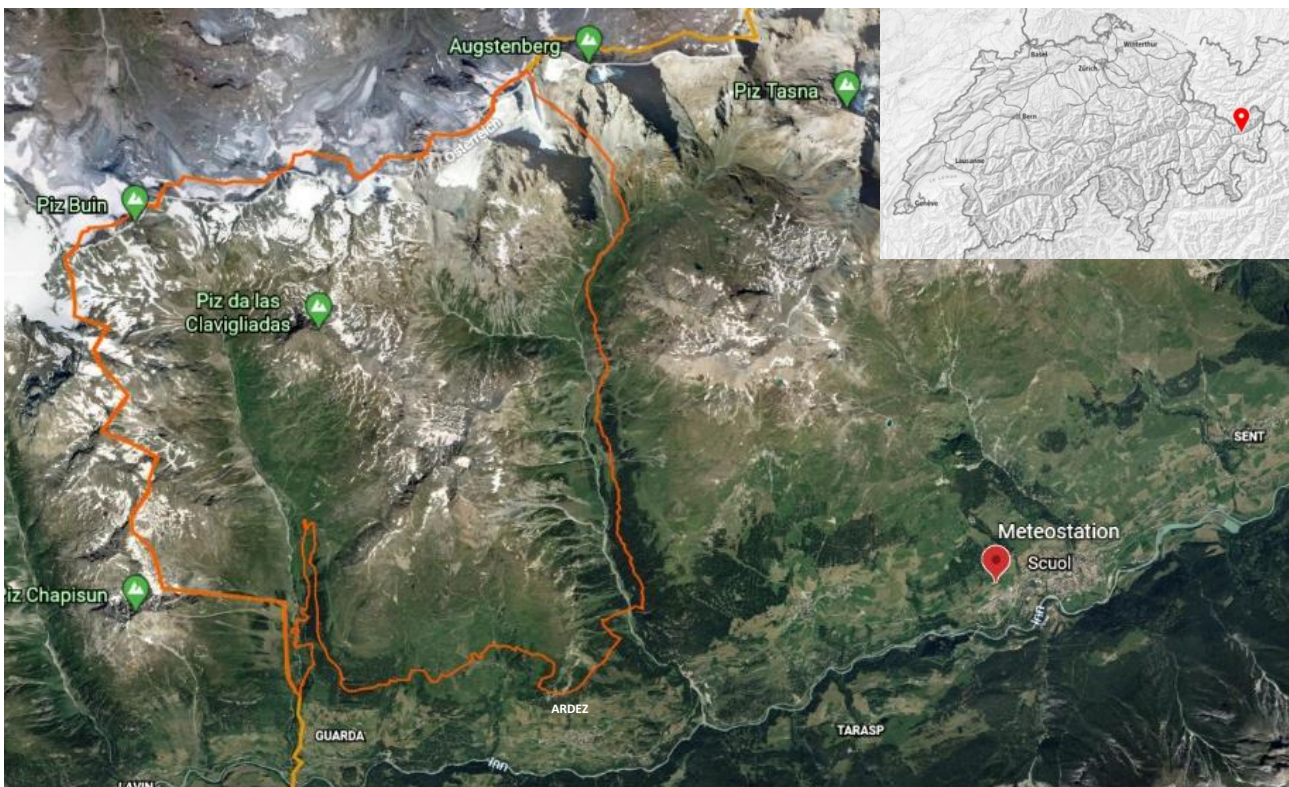


Abbildung 9 Luftbild des Untersuchungsgebietes mit der politischen Gemeindegrenze von Scuol (hellorange Linie) und dem Untersuchungsgebiet bei Ardez (dunkelorange Linie). Als roter Punkt ist die Wetterstation von Scuol eingezeichnet (verändert Google Earth, 2019; MeteoSchweiz, BAFU & EUA, 2020).

5.2 Auswahl Erosionsfaktoren

Auf Basis der Literaturrecherchen in Kapitel 2 und 3 erfolgte die Evaluation möglicher Erosionsfaktoren, wobei der Fokus auf den Faktoren des RUSLE-Modells lag. Durch Auswertung von digitalen Geoinformationen und anderen Komplementärdaten wurden diese anschliessend durch weitere Erosionsfaktoren ergänzt. Allerdings berücksichtigen diese Faktoren nur den Sommerzustand, da es aufgrund der zur Verfügung stehenden Zeit nicht möglich war, in dieser Arbeit auch Winterkriterien wie Schneebewegungen, -kriechen und -schmelze zu berücksichtigen.

Die Evaluation der einzelnen Erosionsfaktoren ergab, dass zur Modellierung der Erosionsrisikokarte bis auf den *P*-Faktor alle Faktoren des RUSLE-Modells berücksichtigt werden. Ausserdem wurde ein weiterer Faktor für flachgründige Rutschungen verwendet, da diese ein dominierender Erosionsprozess im alpinen Raum sind. Die Auswahl der Erosionsfaktoren ist in Tabelle 3 erläutert.

Tabelle 3 Die Auswahl der Erosionsfaktoren orientierte sich an dem bestehenden RUSLE-Modell. Zusätzlich wurde ein Faktor für flachgründige Rutschungen eingebunden.

Erosionsfaktor	Auswahlkriterium	
Erosivität	<i>R-Faktor des RUSLE-Modells</i> Die Erosivität von Niederschlag ist abhängig von Intensität und Dauer des Ereignisses und treibender Faktor der Wassererosion.	
Erodibilität	<i>K-Faktor des RUSLE-Modells</i> Die Bodenart, die Aggregatstruktur und der Humusgehalt bestimmen, wie leicht ein Boden durch Wind und Wasser erodiert werden kann.	
Vegetationsdeckungsgrad	<i>C-Faktor des RUSLE-Modells</i> Eine dichte Vegetationsdecke reduziert die Spritzerosion und Fliessgeschwindigkeit des Oberflächenabflusses. Anmerkung: Der Vegetationsdeckungsgrad wird im RUSLE-Modell durch den Bedeckungsfaktor beschrieben.	
Hangneigung	<i>S-Faktor des RUSLE-Modells</i> Mit zunehmender Hangneigung nimmt die Erosionskraft des Oberflächenabflusses zu.	LS-Faktor
Hanglänge	<i>L-Faktor des RUSLE-Modells</i> Je länger der Hang, desto grösser ist die abfliessende Wassermenge und Erosionskraft des Oberflächenabflusses.	
Wurzelverstärkung	Eine dichte und tiefgründige Durchwurzelung verhindert das Ablösen von Bodenaggregaten und reduziert das Risiko für flachgründige Rutschungen durch die mechanische Stabilisierung des Bodens. Anmerkung: Die Wurzelverstärkung wird als Rutschungsfaktor eingebunden.	

5.3 Datenvorbereitung

Da das Swissimage RGB (Swisstopo, 2014a) und Swissimage FCIR (Swisstopo, 2014b) nur als Kacheln vorlagen und mussten diese vor der weiteren Verarbeitung zusammengesetzt werden. Anschliessend wurden alle Inputdatensätze in ein einheitliches Koordinatensystem (LV95 LN02) transformiert und auf den vorgängig definierten Untersuchungsperimeter zugeschnitten (Kapitel 5.1).

5.4 Erosivitätsfaktor (*R*-Faktor)

Für eine qualitativ hochwertige und aussagekräftige Modellierung des *R*-Faktors ist eine umfangreiche und komplexe Datenverarbeitung erforderlich, die im Rahmen dieser Arbeit nicht realisierbar war. Stattdessen wurden die bereits vorhandenen Ergebnisse aus der Modellierung der monatlichen Erosivität des Niederschlages der Schweiz verwendet (Schmidt et al., 2016). Aus diesen Daten konnte der durchschnittliche monatliche *R*-Faktor der Monate Mai bis August berechnet werden, da nicht nur die Erosivität des Niederschlages im Untersuchungsgebiet in diesem Zeitraum am grössten ist, sondern auch eine Beweidung des Gebietes stattfindet. Die Rasterzellengrösse wurde anschliessend von 100 m auf 0.25 m hochskaliert, um sie in die weiteren Auswertungen einbinden zu können.

5.5 Erodibilitätsfaktor (*K*-Faktor)

Um den Erodibilitätsfaktor aus der Bodenart oder dem Bodentyp ableiten zu können, sind genaue Informationen über deren Lage oder Eigenschaften erforderlich. Jedoch sind hierüber in der Schweiz flächendeckende Informationen nur rudimentär vorhanden. Die Bodeneignungskarte der Schweiz (Swisstopo, BAFU & BFS, 2020) ist trotz ihrer Ungenauigkeit die ausführlichste, flächendeckende Bodenkarte der Schweiz.

Einen Ansatz zur Verfeinerung der Bodeneignungskarte liefert Egli et al. (2005). Basierend auf der geotechnischen Karte (Swisstopo & sgtk, 1976), der Bodeneignungskarte (Swisstopo et al., 2020) und den topographischen Gegebenheiten, wurde die Bodeneignungskarte für das Oberengadin detaillierter ausgearbeitet und teilweise in Gebiete extrapoliert, welche nicht durch die Bodeneignungskarte abgedeckt werden (Egli et al., 2005). Dieser Ansatz wurde zur detaillierten Modellierung des *K*-Faktors im Untersuchungsperimeter übernommen.

5.5.1 Geländeform nach Denoth (1997)

Die verfeinerte Bodeneignungskarte für das Oberengadin (Egli et al., 2005) wurde mit einer Auflösung von 25 m erstellt, wobei die Autoren bei einer erneuten Modellierung eine höhere Auflösung empfehlen. Deshalb wurde das SwissALTI^{3D} (Swisstopo, 2014c) von 2 m auf 6 m herunterskaliert, um eine detaillierte Erodibilitätskarte zu erhalten und dennoch die Geländeformen ausreichend zu berücksichtigen. Die Geländeform nach Denoth (1997) ergab sich durch die Bestimmung der konkaven, planaren oder konvexen Krümmung entlang der Höhen- und der Falllinie und der anschliessenden Überlagerung dieser (Tabelle 4).

Tabelle 4 Zuweisung der Geländeform nach Denoth (1997) aus den Krümmungsberechnungen entlang der Fall- und Höhenlinie. Die Einteilung der Geländeformen und der Geländecodes wurde von Egli et al. (2005, unveröffentlicht) übernommen.

Geländeform entlang		Geländeform nach	Geländecode (GC)
Höhenlinie	Falllinie	Denoth (1997)	
konvex	konvex	Kuppe	GC90
konvex	planar	sich versteilender Hangrücken	GC60
planar	konvex	sich versteilender Hang	GC80
konvex	konkav	abflachender Hangrücken	GC30
planar	planar	Flachhang	GC50
planar	konkav	Hangfuss	GC20
konkav	planar	Talform, Tobel	GC40
konkav	konvex	steiler werdendes Tal	GC70
konkav	konkav	Hangmulde	GC10

Zusätzlich wurden zur Zuweisung von Bodentypen aus dem SwissALTI^{3D} (Swisstopo, 2014c) vier Höhenklassen (Tabelle 5) sowie durch die Berechnungen der Neigung diverse Neigungsklassen (Anhang C & Anhang D) erstellt.

Tabelle 5 Einteilung der Höhe in vier Kategorien zur Zuweisung der Bodentypen basierend auf den Höhenstufen.

Höhe [msl]	Klasse
1600–2100	H100
>2100–2400	H200
>2400–2700	H300
>2700	NoData

5.5.2 Geotechnische Karte

Die geotechnische Karte (Swisstopo & sgtk, 1976) wurde als Rasterdatei bezogen, in der die Gesteinstypen durch die Färbung der einzelnen Rasterzellen dargestellt werden. Da die Gesteinsart nicht hinterlegt war, wurden die Gesteinsarten manuell als Polygone erfasst und anschliessend den Gesteinsarten die Gesteinskategorien (1: Karbonatgestein, 2: karbonathaltiges Gestein, 3: Silikatgestein) analog zu Egli et al. (2005, unveröffentlicht) zugewiesen (Tabelle 6). Ausserdem wurden vor der Umwandlung der Gesteinskategorienpolygone in eine Rasterdatei (Auflösung 6 m), Flachmoore (Swisstopo & BAFU, 2017a) sowie Trockenwiesen und -weiden (TWW) (Swisstopo & BAFU, 2017b) ausgeschnitten, da diese bei der Bodenmodellierung eine Sonderstellung einnahmen (Egli et al., 2005).

Tabelle 6 Gesteinstypen des Untersuchungsgebietes gemäss geotechnischer Karte und geologischen Hintergrundinformationen (verändert von Geotechnische Karte, 1976). Basierend auf diesen erfolgte die Zuweisung der Gesteinskategorien gemäss Egli et al. (2005) von Karbonatgestein (1), karbonathaltiges Gestein (2) und Silikatgestein (3).

Symbol	Beschreibung	Zuordnung	Kategorie
	Sande bis Silte, oft mit Geschieben (Grundmoräne) oder Fein- bis Grobansammlungen (Oberflächenmoräne)	Silikatgestein (Granit) (Gnäggi & Labhart, 2017)	3
	Vorwiegend eckiger Schutt, grob bis fein (Bergsturzmaterial, Gehängeschutt)	Silikatgestein (Granit) (Karteninterpretation)	3
	Mergelschiefer bis Kalkphyllite mit Einlagerung von Sandsteinen (Flysch, Bündner Schiefer z.T.)	Karbonathaltiges Gestein	2
	Sandkalke bis Kieselkalke, bis Kalkphylliten	Karbonatgestein	1
	Kalksteine Allgemein, meist mit mergeligen Zwischenlagen	Karbonatgestein	1
	Kalksteine mit Kiesel skelett, sehr fest und kompakt	Karbonatgestein	1
	Mergelschiefer und Mergelkalke	Karbonatgestein	1
	Granite z.T. etwas geschiefert, vorwiegend homogen	Silikatisches Gestein	3
	Gneise mit reichlich Feldspat	Silikatisches Gestein (Schumann, 2016)	3
	Amphibolite mit Übergängen in hornblendeführenden Gneisen, häufig wechsellagernd mit glimmernden Gneisen und Glimmerschiefern	Silikatisches Gestein (Schumann, 2016)	3
weiss	Gletscher		NoData

5.5.3 Modellierung der Bodenerodibilität

Von den Autoren der Bodenmodellierung des Oberengadins (Egli et al., 2005, unveröffentlicht) wurde die Zuweisung der Bodentypen in Abhängigkeit von Höhenstufe, geotechnischer Karte, Bodeneignungskarte, Geländeform und Neigung übernommen. Allerdings lag der Fokus der genannten Arbeit auf der Zuweisung von Bodentypen und nicht auf der Modellierung von Körnungsklassen.

Für die vorliegende Arbeit war eine Nachbildung dieser detaillierten Bodenmodellierung zur Bestimmung des *K*-Faktors zu komplex und deshalb nicht zielführend. Deshalb wurde die Einteilung nach Egli et al. (2005) vereinfacht, indem die Bodentypen mit dem gleichen *K*-Faktor im Oberboden gemäss Tabelle 7 zusammengefasst wurden (siehe Anhang C & Anhang D). Vernachlässigt wurden auch die geotechnischen Einheiten und die Exposition, da diese nur für einen kleinen Bereich relevant waren.

Zur Bodenmodellierung unterhalb von 2100 msl (H100) wurde der Bodeneignungscode mit der Geotechnischen Karte überlagert und die Zuweisung der zusammengefassten Bodentypen nach FAL (Forschungsanstalt

für Agrarökologie und Landbau) (Brunner, Jäggli, Nievergelt & Peyer, 1997) erfolgte in Abhängigkeit von Geländecode (GC) und Neigung.

Analog zur Höhenstufe H100, jedoch unabhängig von der Bodeneignungskarte, wurden für die Höhenstufen H200 und H300 (Tabelle 5) die Bodentypen nach FAL (Brunner et al., 1997) modelliert. Keine Zuweisung von Bodentypen konnte für Höhenlagen oberhalb von 2700 msl sowie für gewisse Kombinationen aus Gesteinstyp, Geländeform und Neigung vorgenommen werden.

Tabelle 7 K-Faktor der einzelnen Bodenarten gemäss DIN 19708 (V. Prasuhn, ART). Der dargestellte K-Faktor resultiert aus der deutschen Zuteilung und der Schweizer Bodenklassierung. Je kleiner der K-Wert, desto geringer ist die Erodibilität des Bodens und das Erosionsrisiko (verändert von Gisler et al., 2010).

Nr.	Bodentyp nach FAL	Bodenart nach FAL	Ton [%]	Schluff [%]	K-Faktor [t ha h ha ⁻¹ MJ ⁻¹ mm ⁻¹]
8	Braunerde	IT	40-50	<50	0.009
3	Braunerde, Braunerdegley, Braunpodsol, Buntgley, Eisenpodsol, Humuspodsol, Phaeozem	IS	5-10	<50	0.018
7	Humus-Mischgesteinsboden, Kalkbraunerde, Redzina, Regosol	tL	30-40	<50	0.020
6	Buntgley, Fahlgley, Humus-Mischgesteinsboden, Humus-Karbonatgesteinsboden, Kalkbraunerde, Mischgesteinsboden, Regosol	L	20-30	<50	0.025
5	Humus-Karbonatgesteinsboden, Humus-Mischgesteinsboden, Kalkbraunerde, Karbonatgesteinsboden, Mischgesteinsboden, Regosol	sL	15-20	<50	0.030
2	Humus-Silikatgesteinsboden, Silikatgesteinsboden	uS	<5	15-50	0.035
-	Halbmoor, Moor	NoData			NoData

Zur Ableitung des K-Faktors nach DIN 19708 (V. Prasuhn, ART; Gisler et al., 2010) mussten den zusammengefassten Bodentypen die Körnungsklassen nach FAL zugeordnet werden Tabelle 7. Hierbei waren neben Bodentyp auch Geländeform und Ausgangsgestein zu berücksichtigen, da von diesen Faktoren die Entwicklung unterschiedlicher Körnungen abhängt (Egli et al., 2005, unveröffentlicht). Die Einteilung des K-Faktors (Tabelle 7) basiert auf der Bodenkörnung. Das Erosionsrisiko ist bei tonigen (T) und sandigen (S) Böden geringer (gelb) als bei lehmigen (L) Böden (orange), da diese durch ihren hohen Schluffanteil leichter erodiert werden.

Eine Sonderstellung bei der Modellierung hatten Wälder, Flachmoore und TWWs. So wurden Waldböden auf Silikatgestein zwischen 2100–2700 msl als Podsole behandelt und den TWWs der Bodentyp Phaeozem zuge-

wiesen. Für Moorböden war die Zuteilung zu einer Körnungsklasse nicht möglich, weshalb sie von der Modellierung ausgeschlossen wurden (Egli et al., 2005, unveröffentlicht). Zuletzt wurden die modellierten K -Faktoren zusammengefasst und für die weiterführenden Berechnung von 6 m auf 0.25 m hochskaliert.

5.6 Topographiefaktor (LS -Faktor)

Die Grundlage zur Berechnung des LS -Faktors bildete die Publikation von Schmidt et al. (2019b) und ergab sich aus der Multiplikation des L - und S -Faktors.

5.6.1 Hanglängenfaktor (L -Faktor)

Auch wenn bei Feldmessungen kürzere Fließwegen (< 2 m) ermittelt wurden (Schmidt et al., 2019b), erfolgte in der vorliegenden Arbeit die Berechnung des L -Faktor mit einer maximalen Fließweglänge von 100 m, da je nach Untergrund die Fließwegstrecke 100 m betragen kann.

Vor der Simulation des Oberflächenabflusses wurden alle Senken mit 0.5 m aufgefüllt, um so abflusslose Senken zu eliminieren (Bircher et al., 2019b). Anstelle einer Felblockkarte wurde der Wald gemäss TLM^{3D} Bodenbedeckung aus dem SwissALTI^{3D} als hydrologische Barriere ausgeschnitten, da der Oberflächenabfluss auch über offene Bodenstellen und Fels ins alpine Grasland, und umgekehrt, stattfinden kann.

Mit dem Multiple Flow Direction (FD8) Algorithmus wurde zuerst die effektive Fließweglänge simuliert. Basierend darauf erfolgte die Generierung eines Flow Threshold Grid mit einer maximalen Fließweglänge von 100 m, das dann in die Modellierung des Oberflächenabflusses (A_{alpin}) mit dem Multiple Triangular Flow Direction (MTDF) Algorithmus implementiert wurde. (Bircher et al., 2019b; Schmidt et al., 2019b).

Vor der Berechnung des L -Faktors mit den Formeln 8–10 & 14–15 (Kapitel 3.4) im Grid Calculator (Schmidt et al., 2019b) wurden aus dem SwissALTI^{3D} (Senken aufgefüllt) die Neigung in Grad und Prozent sowie die Exposition in Grad bestimmt. Da ein Exponenzieren der negativen Werte von Sinus Neigung in Grad und X -Wert nicht möglich war, wurden die negativen und positiven Werte des gleichen Rasters getrennt. Dadurch konnten die Beträge der negativen Werte exponenziert und nach der Multiplikation mit -1 wieder mit den exponierten positiven Werten zusammengeführt werden.

Nach Abschluss der Berechnungen wurden noch den Waldflächen ein L -Faktor von 1 zugewiesen und mit den berechneten L_{alpin} -Faktoren zusammengeführt.

5.6.2 Hangneigungsfaktor (S -Faktor)

Der S -Faktors wurde mit aus Hangneigung in Prozent mit der Formel 16 (Kapitel 3.4) berechnet, die speziell für Regionen mit einer Steilheit von 20–50 % entwickelt wurde (Schmidt et al., 2019).

5.7 Bodenbedeckungsfaktor (C-Faktor)

Basierend auf dem FCIR Luftbild wurde aus dem Infrarotband (*NIR*) und dem roten Band (*Rot*) der «Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)» berechnet (Formel 20). Der NDVI-Grenzwert für Nicht-Vegetation wurde bei 0.15 festgelegt, um eine Überklassifikation von Nicht-Vegetationsflächen zu vermeiden.

$$NDVI = \frac{NIR - Rot}{NIR + Rot} \quad Wf = \mathbb{R} \setminus \{-1; 1\} \quad (20)$$

Den Nicht-Vegetationsflächen ($NDVI < 0.15$) wurde der Wert 0 zugeordnet, den Flächen mit Vegetation ($NDVI > 0.15$) der Wert 100. Anhand dieser Klassifikation wurde der durchschnittliche Vegetationsdeckungsgrad (*FCV*) in einem m^2 um jede Rasterzelle ermittelt, um daraus die jeweilige Bodenverlustrate (*SRL*) gemäss Formel 19 (Kapitel 3.5) zu berechnen. Da keine Berechnung des Vegetationsdeckungsgrads für unterschiedliche Monate durchgeführt wurde und deshalb keine Gewichtung mit dem monatlichen Erosivitätsfaktor erfolgte, entsprach der berechnete *SRL*-Wert dem C-Faktor.

5.8 Rutschungsfaktor

Die Klassifikation der Vegetation greift den Ansatz von Salvisberg (2019) zur Klassifikation von Lebensräumen auf.

5.8.1 Bildklassifikation

Als Grundlage für die Vegetationsklassifikation wurde ein multispektrale Datensatz aus den Farbbändern des RGB (*Rot*, *Grün*, *Blau*), FCIR (*NIR*, *Rot*, *Grün*) und NDVI erstellt und mit dem Imagery Classification Tool in verschiedene Kategorien eingeteilt (Tabelle 8).

Durch Segmentierung des multispektralen Datensatzes konnten im ersten Schritt sogenannte Superpixel generiert werden, indem die spektralen und räumlichen Werte auf die höchste Stufe ($RGB=20$, multispektral= 20) gesetzt und vier als die minimale Superpixelgrösse definiert wurde. Diese Superpixel ermöglichten in der späteren Klassenzuweisung auch die Erfassung von kleinräumige Erosionsflächen (Esri Inc., 2020b).

Anschliessend wurden händisch pro Kategorie (Tabelle 8) mind. 80 Trainingsgebiete visuell erfasst, die gleichmässig auf das ganze Untersuchungsgebiet verteilt waren. Damit war die Erfassung von verschiedenen Vegetationsausprägungen gleicher Klasse möglich und es konnten die Unterschiede im Swissimage FCIR kompensiert werden. Aufbauend auf den Trainingssampeln erfolgte die Klassifizierung der Spektralkomposition mit dem Support Vector Machine (SVM) Klassifikator, da dieser sich besser für die Verarbeitung von grossen Datensätzen eignet (Esri Inc., 2020b). Die Trainingsgebiete und Trainingsklassen wurden dabei solange angepasst, bis gemäss statistischen Auswertungen eine ausreichende Klassifikationsqualität erreicht war.

Die verfügbaren Daten liessen nur eine Unterscheidung zwischen Zwergsträuchern und Bäumen zu, wobei die Unterscheidung von dunkelgrünen Zwergsträuchern und grösseren Büschen visuell schwierig und deshalb mit einer grossen Unsicherheit behaftet war. Ausserdem war die Nutzung eines DTMs nicht möglich, da dieser für den Kanton Graubünden zuletzt 2003 nachgeführt wurde (AGI, 2019).

Auf eine manuelle Nachklassifikation musste verzichtet werden, weil dies in einem überschaubaren Zeitaufwand für die Grösse des Untersuchungsgebiet und der Auflösung des Luftbildes nicht möglich gewesen wäre. Ausserdem wäre eine korrekte Zuweisung der Klassen basierend auf dem Luftbild nicht in allen Bereichen möglich gewesen.

Tabelle 8 Klassen zur Unterteilung des multispektralen Datensatzes des Untersuchungsgebietes.

Hauptklasse	Unterklassen	Klasse
Keine Vegetation	Fels, offener Boden	110
	Schnee, Wasser	120
	Schatten	130
Mittelgrosse Vegetation	Zwergsträucher	210
(Nadel-)bäume	-	300
Wiesen	Feuchtwiesen	410
	Magerwiesen	420

5.8.2 Wurzelverstärkung

Das Auftreten von flachgründigen Rutschungen wird durch verschiedene Faktoren beeinflusst (Kapitel 2). Studien haben gezeigt, dass die Vegetation flachgründige Rutschungen durch die Erhöhung der Bodenschwerkraft im Oberboden reduzieren kann (van Beek, Wint, Cammeraat & Edwards, 2005). Im RUSLE-Modell wird jedoch im Gegensatz zum EUROSEM-Erosionsmodell der Einfluss von Wurzeln auf das Erosionsrisiko nicht berücksichtigt (Vannoppen, Vanmaercke, De Baets & Poesen, 2015).

$$\Delta S = T_r \cdot \left(\frac{A_R}{A} \right) \cdot 1.2 \quad (21)$$

Das Senkrechtwurzels-Modell (perpendicular root model) (Wu, McKinnell III & Swanston, 1979) ist ein vereinfachtes Modell, das den wurzelverstärkenden Effekt der Vegetation (ΔS) als Produkt der Wurzelzugfestigkeit (T_r) und dem Wurzel-Flächen-Verhältnis (A_R/A) oder Relativ Root Area (RAR) beschreibt (Pollen & Simon, 2005).

Basierend auf dem Senkrechtwurzels-Modell (Formel 21) erfolgte mit Literaturwerten die Berechnung des wurzelverstärkenden Effekts für die Vegetationsklassen der Bildklassifikation. Da der RAR -Wert mit zunehmender Tiefe abnimmt und die Böden im alpinen Raum flachgründig sind, wurde der RAR -Wert für eine durchschnittliche Tiefe von 15 cm verwendet, um vergleichbare Werte zu erhalten. Der Faktor für flach-

gründige Rutschungen konnte dann mittels Dreisatzes aus den zuvor ermittelten Wurzelverstärkungswerten berechnet werden (Tabelle 17).

5.9 Datenauswertung

Die Bodenabtragungsrate mit einer Auflösung von 0.25 m konnte durch die Multiplikation aller Einzelfaktoren (Kapitel 5.3–5.8) ermittelt werden. Die Einteilung des Erosionsrisikos basierend auf der berechneten Bodenverlustrate erfolgte nach Tabelle 9.

Tabelle 9 Einteilung des Erosionsrisikos basierend auf der Bodenverlustrate nach Schmidt et al. (2019a).

Bodenverlustrate pro Monat							
t ha ⁻¹ Monat ⁻¹	0–0.1	>0.1–0.5	>0.5–1	>1–2	>2–3	>3–5	>5

Zur Bewertung des Erosionsrisikos wurden unter Einbezug verschiedener Faktoren drei verschiedene Erosionshinweiskarten erstellt. Die Berechnung der Bodenverlustrate gemäss Variante 1 ermöglicht den Vergleich der modellierten Werte mit jenen Werten von Schmidt et al. (2019a). Mit der Erosionshinweiskarte gemäss Variante 2 kann der Einfluss der Fliessweglänge auf die Bodenverlustrate aufgezeigt werden und in Variante 3 ist der zusätzliche Rutschungsfaktor enthalten:

- Erosionshinweiskarte 1: C-Faktor, LS-Faktor (L-Faktor=1), K-Faktor, R-Faktor
- Erosionshinweiskarte 2: C-Faktor, LS-Faktor (Fliessweglänge 100 m), K-Faktor, R-Faktor
- Erosionshinweiskarte 3: C-Faktor, LS-Faktor (maximale Fliessweglänge 100 m), K-Faktor, R-Faktor, Rutschungsfaktor

Die statistische Auswertung erfolgte in ArcGIS Pro 2.5.0 durch Erstellung von Histogrammen, Berechnung von Mittelwert, Median und Relativer Standardabweichung sowie Bestimmung des minimalen und maximalen Wertes.

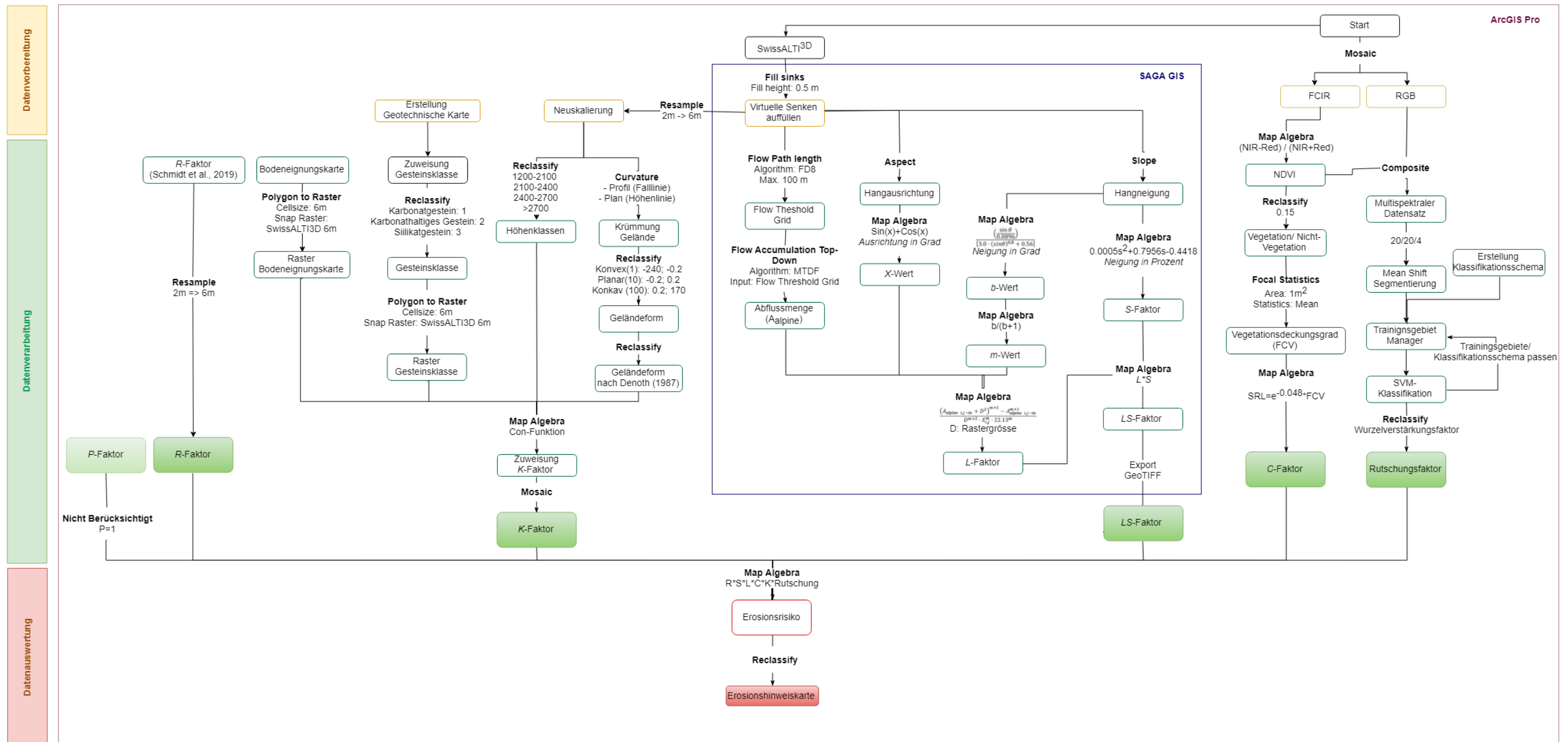


Abbildung 10 Workflow mit den wichtigsten Arbeitsschritten bei der Erstellung der Erosionshinweiskarte. Die dunkelblau umrandeten Arbeitsschritte wurden in SAGA GIS durchgeführt, die restlichen in ArcGIS Pro.

6. Resultate

Im ersten Schritt wurden alle berechneten Faktoren einzeln betrachtet und mit den Literaturwerten verglichen, um anschliessend eine Verifizierung oder Falsifizierung der Endergebnisse vornehmen zu können.

6.1 Erosivitätsfaktor (*R*-Faktor)

Die Auswertung des *R*-Faktors von Schmidt et al. (2016) für den Untersuchungsperimeter ergab für die Monate Mai bis August einen durchschnittlichen monatlichen *R*-Faktor von $94.8 \text{ MJ mm h}^{-1} \text{ Monat}^{-1}$, einen Median von $94.9 \text{ MJ mm h}^{-1} \text{ Monat}^{-1}$, ein Minimum von $31.8 \text{ MJ mm h}^{-1} \text{ Monat}^{-1}$ und ein Maximum von $188 \text{ MJ mm h}^{-1} \text{ Monat}^{-1}$ (Tabelle 10). Die Daten weisen eine Normalverteilung auf (Anhang G). Die räumliche Verteilung des *R*-Faktors (Anhang F) zeigt dabei eine leichte Zunahme der Erosivität mit zunehmender Höhe und korreliert damit mit der verwendeten Berechnungsgrundlage (Formel 4).

Über den gleichen Zeitraum weist der *R*-Faktor über die ganze Schweiz einen mehr als doppelt so hohen Mittelwert und den zehnfachen Maximalwert auf (Tabelle 10) (Schmidt et al., 2016).

Tabelle 10 Durchschnittlicher *R*-Faktor für die Monate Mai bis August als Summe aller erosiven Niederschlagsereignisse für das Untersuchungsgebiet und die Schweiz in den Monaten Mai bis August (verändert von Schmidt et al., 2016).

<i>R</i> -Faktor Untersuchungsgebiet Schmidt et al., 2016					<i>R</i> -Faktor Schweiz Schmidt et al., 2016				
MJ mm h ⁻¹ Monat ⁻¹									
Mittelwert	Median	STD	Min.	Max.	Mittelwert	Median	STD	Min.	Max.
94.8	94.9	21.6	38.1	188.0	203.5	-	-	8.2	1614

6.2 Erodibilitätsfaktor (*K*-Faktor)

Der durchschnittliche *K*-Faktor für das Untersuchungsgebiet liegt bei $0.0256 \text{ t ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ und ist rund ein Drittel kleiner als der durchschnittliche *K*-Faktor für die ganze Schweiz. Die am leichtesten erodierbaren Böden im Untersuchungsgebiet weisen einen Wert von $0.018 \text{ t ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ auf, diejenigen der Schweiz einen Wert von $0.0143 \text{ t ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ (Tabelle 5). Der maximale Wert des Untersuchungsgebietes von $0.035 \text{ t ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ ist dabei um ein Drittel kleiner als der maximale interpolierte *K*-Faktor über die ganze Schweiz.

Tabelle 11 Statistische Auswertung des *K*-Faktors für das Untersuchungsgebiet und Vergleich mit dem *K*-Faktor für die Schweiz.

K-Faktor Untersuchungsgebiet					K-Faktor Dauergrünland Schweiz Schmidt et al., 2018c				
t ha h ha ⁻¹ MJ ⁻¹ mm ⁻¹									
Mittelwert	Median	STD	Min.	Max.	Mittelwert	Median	STD	Min.	Max.
0.0256	0.0250	0.00702	0.0180	0.0350	0.0327	-	0.0044	0.0143	0.0517

Die Verteilung der K -Faktoren im Untersuchungsgebiet zeigt, dass rund einem Drittel keine Werte zugeordnet werden konnten. Dabei handelt es sich um Flächen oberhalb von 2700 msl, um Flachmoore und um Gebiete, für deren Bedingungen kein K -Wert definiert wurde. Abbildung 11 zeigt Wert, die prozentuale Verteilung und Fläche der ermittelten K -Faktoren. Für den grössten Flächenanteil (35.8 %) wurde ein K -Faktor von $0.0180 \text{ t h N}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ ermittelt, während die K -Faktor mit den Werten $0.020 \text{ t h N}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ und $0.035 \text{ t h N}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ nur einer kleinen Fläche von 15 ha (0.29 %) respektive 49 ha (0.95 %) zugeordnet werden konnten.

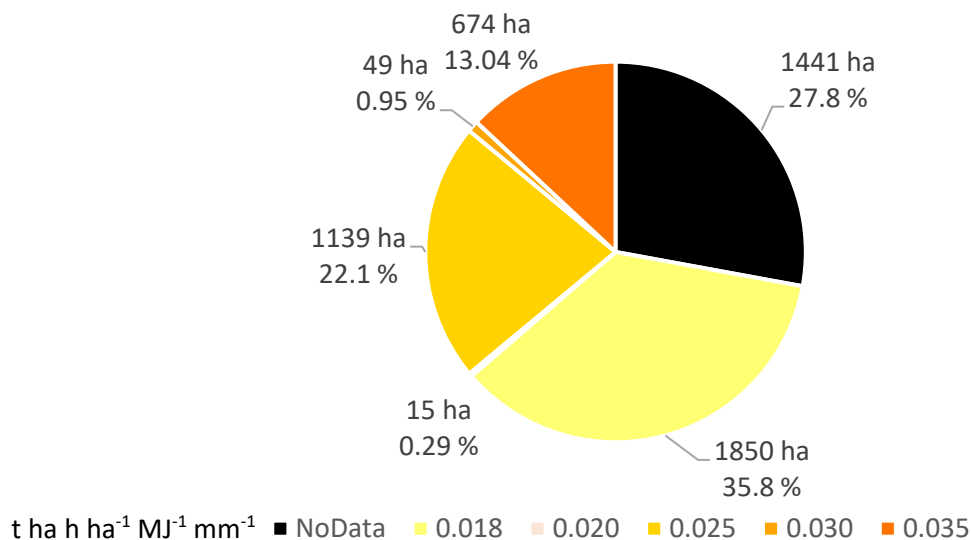


Abbildung 11 Prozentuale Verteilung und Fläche [ha] der K -Faktoren [$\text{t ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$] über das Untersuchungsgebiet

Die Karte der K -Faktoren (Abbildung 12, Anhang H) weist in einigen Abschnitten kantige Übergänge auf, weil die geotechnische Karte (A) manuell erfasst wurde. Bei den Resultaten der Bodenmodellierung treten neben homogenen Bereichen auch solche mit einer hohen Heterogenität (E) auf. An den Randbereich konnte kein K -Faktor modelliert werden, weil dort keine Krümmung (D) und damit keine Geländeform nach Denoth (1997) bestimmt werden konnte. Ausserdem zeigte sich, dass der Gesteinstyp (B) und die Bodeneignungskarte (E) einen grösseren Einfluss auf die modellierten K -Werte hatten als die Höhenstufe (C).

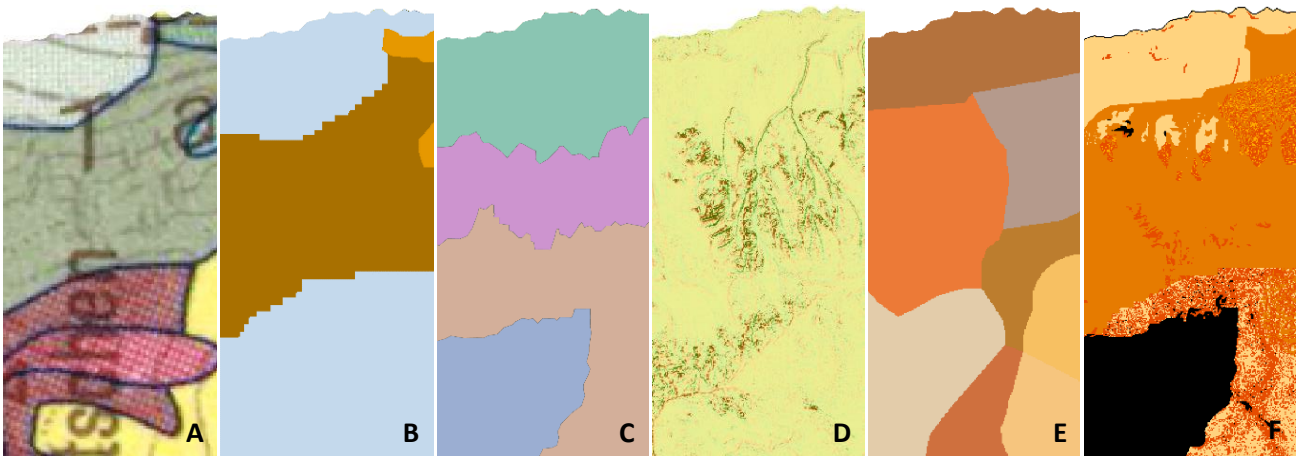


Abbildung 12 Geotechnische Karte (A), Gesteinsklassen aus geotechnischer Karte (B), Höhenstufenklassen (C), Geländekrümmung (D), Bodeneignungskarte (E) und modellierter K -Faktor (F).

6.3 Topografiefaktor (LS-Faktor)

Der LS-Faktor ergab ohne Berücksichtigung des Waldes einen Wert von 51.5 und unter Einbezug des Waldperimeters einen Wert 37.6 und beträgt damit das 2–3.5-fache des durch Schmidt et al. (2019b) berechneten Werts für das Dauergrünland der Schweiz (Tabelle 12). Die Standardabweichung der modellierten Werte ist hoch und indiziert eine grosse Streuung der Ergebnisse (Anhang M), die durch den Wertebereich von 0.0003–3334 bestätigt wird.

Hohe LS-Werte (>50) treten in den Hangbereichen an den Rändern des Untersuchungsgebietes und in höheren Lagen mit einer hohen Steilheit auf. Auch im Waldbereich, für den ein L-Faktor von 1 angenommen wurde, zeigen sich hohe LS-Werte. Niedrige LS-Werte (<5) treten im Bereich von Fluss und Seen auf, in denen das Gelände eine geringe Steilheit aufweist (Anhang I). Der maximale LS-Faktor von 3334 übersteigt um das 100-fache den maximalen LS-Faktors für das Dauergrünland der Schweiz (Tabelle 12).

Tabelle 12 Statistische Auswertung des LS-Faktors des Untersuchungsgebietes (links) im Vergleich zu den Werten für das Dauergrünland der Schweiz (rechts).

LS-Faktor Untersuchungsgebiet					LS-Faktor Dauergrünland Schweiz Schmidt et al., 2019b				
Mittelwert	Median	STD	Min.	Max.	Mittelwert	Median	STD	Min.	Max.
LS-Faktor ohne Wald					0.0327	-	0.0044	0.0143	0.0517
51.5	43.5	41.4	0.0003	3334					
LS-Faktor inkl. Wald									
36.7	31.3	40.0	0.0003	3334					

6.3.1 Hanglängenfaktor (L-Faktor)

Der maximale L-Faktor für das Untersuchungsgebiet beträgt ein Fünftel des maximalen L-Faktors des Ackerlandes in Lyss, während der mittlere L-Faktor bei einer maximalen Fließweglänge von 100 m mit 1.006 den 10-fachen Wert des Ackerlands in Lyss aufweist. Mit Einbezug des L-Faktors für Wald (L-Faktor=1) halbierte sich der Mittelwert auf 0.580. Ohne Wald liegen sowohl Mittelwert als auch Verteilung des L-Faktor nahe bei 1 und entsprechen damit dem durch Schmidt et al. (2019b) definierten L-Faktor von 1 für das alpine Grasland.

Tabelle 13 Zusammenfassung der statistischen Auswertung des L-Faktors und Vergleich mit dem L-Faktor für das Ackerland in Lyss.

<i>L_{alpin}</i> -Faktor Untersuchungsgebiet					<i>L</i> -Faktor Lyss Bircher et al., 2019b				
Mittelwert	Median	STD	Min.	Max.	Mittelwert	Median	STD	Min.	Max.
<i>L</i> -Faktor ohne Wald					0.1600	-	1.160	0.400	77.5
1.006	0.996	0.260	0.01819	13.42					
<i>L</i> -Faktor inkl. Wald									
0.580	0.834	0.532	0.01819	13.42					

Die visuelle Interpretation zeigt eine Hauptverteilung der L_{alpin} -Werte zwischen 0.5–1.5 (Anhang N) und ein homogenes Bild (Anhang K) mit nur vereinzelt grösseren L_{alpin} -Faktoren, die sich als «Fluss» konzentrieren (Abbildung 13).



Abbildung 13 Ausschnitt aus der L_{alpin} -Faktor Karte mit höheren L_{alpin} -Faktoren, die sich als «Fluss» in den dunklen Bereichen konzentrieren.

6.3.2 Hangneigungsfaktor (S-Faktor)

Mit einem Minimum von 0 % und einem Maximum von 1611 % (86.4°) liegt die mittlere Hangneigung des Untersuchungsgebiet bei 59.8 % (30.4 °). Durch die hohen Hangneigungswerte in Prozent resultiert mit 51.2 ein rund 60 Mal grösserer mittlerer S-Faktor als für das Ackerland in der Region Lyss (Bircher et al., 2019b). Der hohe Wert von 36.9 bei der relativen Standardabweichung zeigt, dass im Untersuchungsgebiet grosse Unterschiede in der Hangneigung respektive im S-Faktor bestehen (Anhang M).

Tabelle 14 Statistische Auswertung des S-Faktors für das Untersuchungsgebiet im Vergleich mit dem S-Faktor für Ackerland in der Region Lyss.

S-Faktor Untersuchungsgebiet					S-Faktor Lyss Bircher et al., 2019b				
Mittelwert	Median	STD	Min.	Max.	Mittelwert	Median	STD	Min.	Max.
S-Faktor ohne Wald					0.830	-	0.870	0.030	14.88
51.2	44.7	36.9	3.68*10 ⁻⁴	351					
S-Faktor inkl. Wald									
49.7	44.8	37.0	0.0002	2580					

Die visuelle Interpretation der Karte des S-Faktors zeigt eine Hauptverteilung der Werte zwischen 25-75 (Anhang M & Anhang N). Im Bereich von offenen Felsflächen finden sich gemäss Bildinterpretation die höchsten Neigungs- resp. S-Faktoren (Abbildung 14).

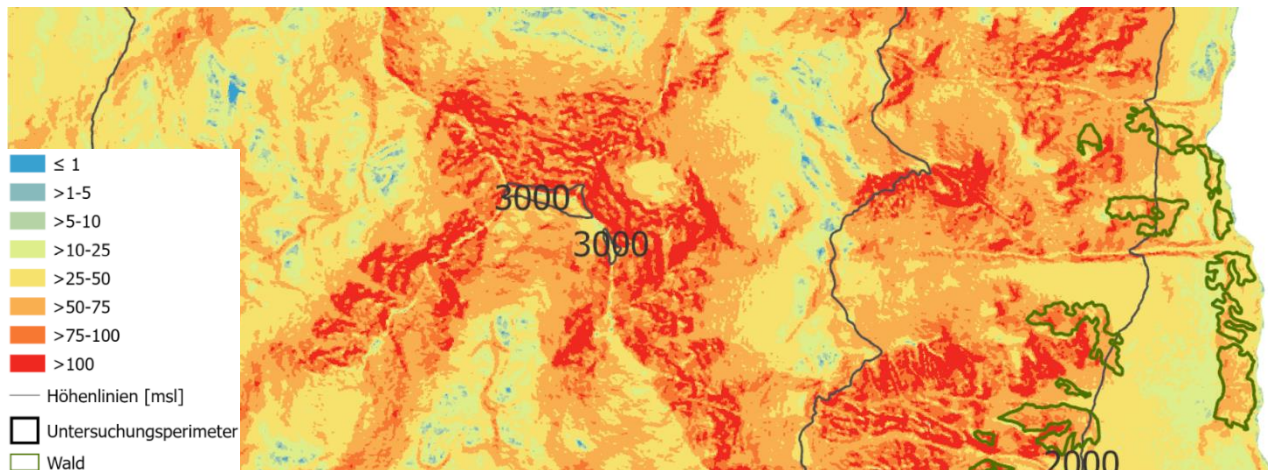


Abbildung 14 Ausschnitt aus der S-Faktor Karte mit hohen S-Faktoren in den Randbereichen und in den höheren Lagen.

Bodenbedeckungsfaktor (C-Faktor)

Die Klassifikation in Vegetation und Nicht-Vegetation aus dem NDVI mit dem Swissimage FCIR und der Bildklassifikation aus dem multispektralen Datensatz ergab eine Übereinstimmung von 90.1 %. Die grösste Diskrepanz entstand dadurch, dass bei der Bildklassifikation Abschnitte als Vegetation eingestuft wurden, die im Swissimage FCIR als vegetationslose Flächen ausgewiesen wurden. Hiervon betroffen waren mehrheitlich Bereiche mit Magerwiesen, die im Swissimage FCIR als Vegetation klassiert und in der Vegetationsklassifikation als Schnee erfasst wurden.

Die Auswertung des NDVI zeigt, dass das Untersuchungsgebiet zu 43.3 % mit Vegetation bedeckt ist. Die Nicht-Vegetation setzt sich aus Wasser, Fels, offenem Boden und Schatten zusammen. Der durchschnittliche Vegetationsdeckungsgrad pro m² beläuft sich auf 41.2 %.

Durch die Verwendung des Swissimage FCIR 25 cm konnten auch kleinflächig offene Bodenstellen erfasst werden (Abbildung 15). Dennoch zeigt sich eine räumliche Hauptaufteilung in Vegetation und Nicht-Vegetation.

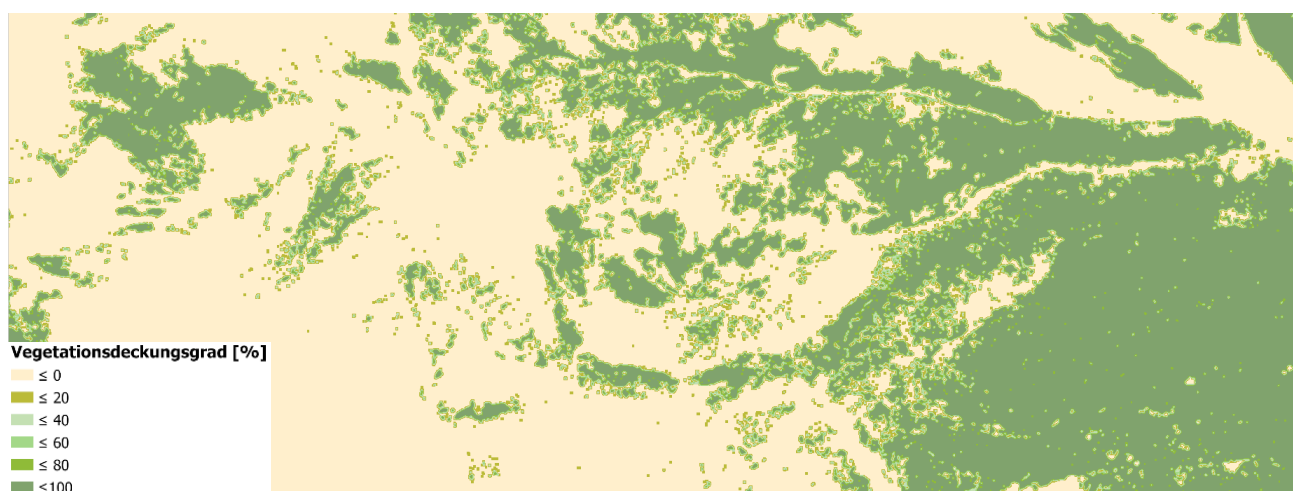


Abbildung 15 Ausschnitt aus der Dichteberechnung der Vegetation in Prozent zeigt kleinräumige vegetationsarme Bereiche und eine mittlere Vegetationsdichte im Übergang von vegetationslosen zu vegetationsreichen Flächen.

Der aus dem Vegetationsdeckungsgrad (%) berechnete durchschnittliche C-Faktor von 0.0470 für das Untersuchungsgebiet beträgt das 3-fache des C-Faktors über für die ganze Schweiz, wobei bei letzterem auch die Wintermonate berücksichtigt wurden. Ein kleiner C-Faktor steht für einen hohen Vegetationsdeckungsgrad und eine hohe Erosionsschutzwirkung der Vegetation, während der Wert 0.741 auf Bereiche mit einem geringen Vegetationsdeckungsgrad hinweist (Tabelle 15, Anhang O).

Tabelle 15 Statistische Auswertung des C-Faktor für das Untersuchungsgebiet im Vergleich zum C-Faktor für das Dauergrünland der Schweiz.

C-Faktor Untersuchungsgebiet					C-Faktor Dauergrünland Schweiz Schmidt et al., 2018a				
Mittelwert	Median	STD	Min.	Max.	Mittelwert	Median	STD	Min.	Max.
0.0470	0.00823	0.1310	0.00823	0.741	0.0120	-	-	0.003	0.025

6.4 Rutschungsfaktor

Der mittlere Rutschungsfaktor des Untersuchungsgebiet beträgt 0.799 mit einem Median 0.995 und einer mittleren Standardabweichung von 0.443. Wald hat mit 0.00641 den kleinsten Rutschungsfaktor und den grössten wurzelverstärkenden Effekt und bedeckt rund 6 % der Fläche. Die grössten Werte und die kleinsten wurzelverstärkenden Effekte haben offener Boden (Faktor 1) und die Wiesen (Faktor 0.995), die jeweils rund ein Drittel der Fläche einnehmen. Zwergsträucher bedecken rund 8 % der Fläche und weisen einen Rutschungsfaktor von 0.998 auf. Einer Fläche von 20% konnte kein Rutschungsfaktor zugewiesen werden (Tabelle 17, Anhang Q).

6.4.1 Bildklassifikation

Die Kappa-Präzision der Vegetationsklassifikation beläuft sich auf 79.3 %. Grün markiert sind die 500 Kontrollpunkten, die in der Bildklassifikation der richtigen Klasse zugeordnet wurden. Die grössten Unsicherheiten in der Klassifikation zeigt sich bei den Klassen Zwergsträucher, Bäume, Magerwiesen und Feuchtwiesen. Mehrheitlich konnten vegetationslose Stellen genau zugewiesen werden, aber eine korrekte Klassierung der Vegetation war nur beschränkt möglich (Tabelle 16). Nach Abschluss der Bildklassifikation ergab sich für das Untersuchungsgebiet eine Zusammensetzung von 27.6 % offener Fels & Boden, 17.79 % Schnee & Wasser, 7.58 % Schatten, 7.77 % Zwergsträucher, 6.28 % Nadelbäumen, 27.4 % Magerwiesen sowie 5.48 % Feuchtwiesen.

Tabelle 16 Konfusionsmatrix der Klassifikation des multispektralen Datensatzes, des daraus resultierender Kappa-Übereinstimmungsindex und der Gesamtgenauigkeit zwischen der klassifizierten Karte und dem multispektralen Datensatz.

Klasse	ClassValue	C_110	C_120	C_130	C_210	C_300	C_410	C_420	Total	U_Accuracy	Kappa
Fels, Boden	C_110	436	66	5	0	1	0	1	509	85.7%	
Schnee, Wasser	C_120	57	427	0	0	0	0	0	484	88.2%	
Schatten	C_130	0	5	444	0	15	0	0	464	95.7%	
Zwergstr.	C_210	2	1	0	309	48	25	25	410	75.4%	
Bäume	C_300	0	0	51	57	410	1	1	520	78.8%	
Feuchtw.	C_410	4	0	0	37	12	456	75	584	78.1%	
Magerw.	C_420	1	1	0	97	14	18	398	529	75.2%	
	Total	500	500	500	500	500	500	500	3500		
	P_Accuracy	87.2%	85.4%	88.8%	61.8%	82.0%	91.2%	79.6%		82.3%	
	Kappa										79.3%

Abbildung 16 zeigt, dass eine Unterscheidung von dunkelgrünen Zwergsträuchern und Bäumen über multispektrale Datensätze zu deutlichen Fehlklassifikationen führt. In Teilabbildung D ist ausserdem eine deutliche Fehlklassifikation von braunen Magerwiesen als Zwergsträucher zu erkennen. Neben genannten Fehlerquellen kam es auch zu Fehlklassifikationen von sehr hellem Gestein als Wasser und Schnee.

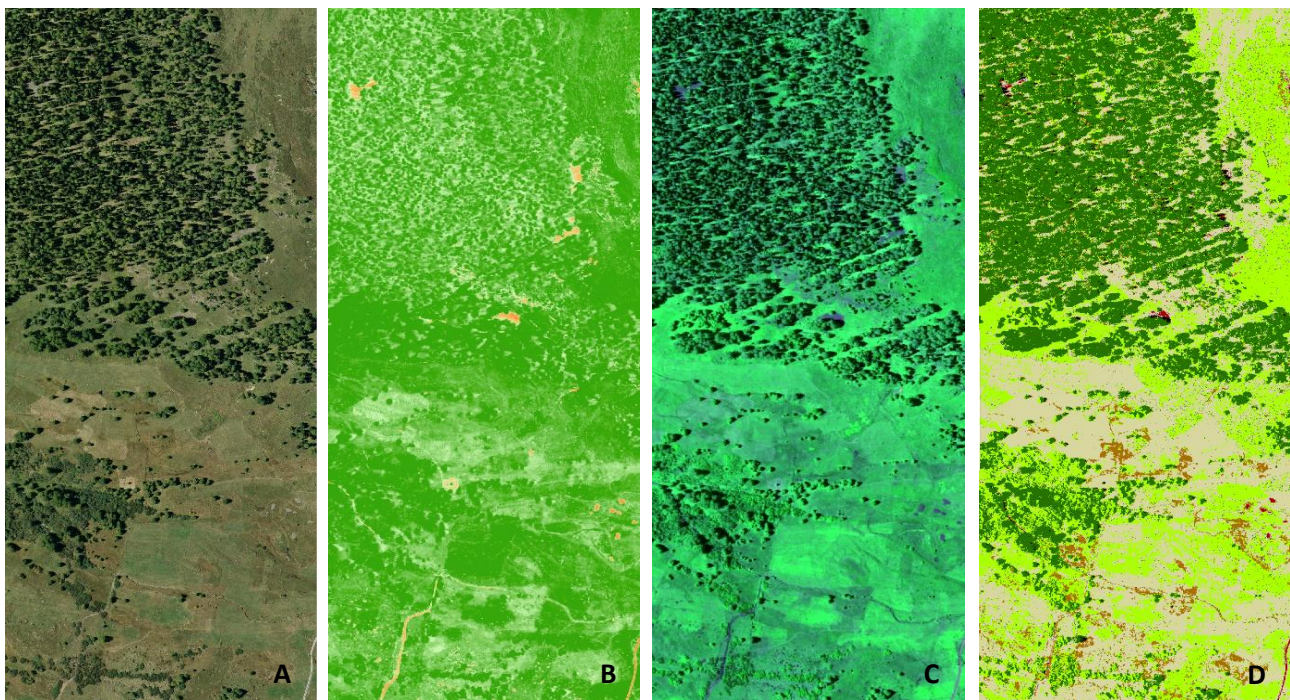


Abbildung 16 A: Swissimage RGB, B: NDVI, C: Multispektrales Bild, D: Bildklassifikation mit deutlichen Fehlklassifikationen von Magerwiesen als Zwergsträucher sowie Klassifikation von Zwergsträuchern als Bäume.

Da keine eindeutige optische Unterscheidung zwischen Zwergsträuchern und Büschen auf dem Luftbild möglich war und ein digitales Höhenmodell (DHM) nicht zur Verfügung stand, wurde auf eine Erstellung einer Klasse «Büsche» verzichtet und diese stattdessen zufällig den Zwergsträuchern oder Bäumen zugeordnet.

Eine weitere Fehlerquelle ist in den Ursprungsdatensätzen enthalten, weil Swissimage FCIR nicht konsistent ist und eine Diskrepanz zwischen dem Swissimage FCIR und Swissimage RGB besteht.

6.4.2 Durchwurzelungswert

In den Europäischen Bergwälder dominieren die Baumarten Fichte (*Picea abies*), Weisstanne (*Abies alba*) und Lärche (*Larix decidua*) (Sidle & Bogaard, 2016). Die in der Literatur für diese Baumarten angegebenen Referenzwerte für die durchschnittliche Wurzelzugkraft und für den *RAR*-Wert des europäischen alpinen Raum wurden gemittelt verwendet (Bischetti et al., 2005; Mao et al., 2012).

Für die Gräser und (Zwerg-)Sträucher konnten nur Referenzwerte für die Wurzelzugkraft im alpinen Raum (Pohl, Stroude, Buttler & Rixen, 2011), aber keine über *RAR*-Werte gefunden werden. Lediglich für den mediterranen Raum existieren Referenzwerte des *RAR*-Wertes (De Baets et al., 2008). Die fehlenden *RAR*-Werte aus dem alpinen Raum fallen nur mässig ins Gewicht, denn da es sich bei der Formel um eine grobe Annäherung handelt, wären für eine genaue Berechnung Felddaten erforderlich. Aus den Referenzwerten wurde mit der Formel 22 der wurzelverstärkende Effekt gemäss Tabelle 17 berechnet. Die Werte haben eine grosse Spannweite von 0.0315–21.3, die auf die grossen Unterschiede in der Wurzelzugkraft und den *RAR*-Werten zurückzuführen ist.

Tabelle 17 Referenzwerte der Literatur zur durchschnittlichen Wurzelzugkraft und dem *RAR*-Wert der einzelnen Vegetationsklassen. Aus diesen wurde der wurzelverstärkende Effekt mit dem Senkrecht-Wurzelmodell berechnet und der Faktor für flachgründige Rutschungen abgeleitet (verändert Sidle & Bogaard, 2016; Bischetti et al., 2005; Mao et al., 2012; Pohl, Stroude, Buttler & Rixen, 2011 & De Baets et al., 2008).

	Durchschnittliche Wurzelzugkraft [N]	<i>RAR</i> -Wert	Berechnete Wurzelverstärkung (ΔS)	Faktor	Flächen- anteil [%]
Gräser	27.09	0.00326	0.1060	0.995	32.8
Zwergsträucher	6.10	0.00430	0.0315	0.998	7.77
Bäume	68.4	0.260	21.3	0.00641	6.41
Offener Boden	-	-	-	1	27.6
Schatten, Schnee, Wasser	-	-	-	NoData	25.4

Bei den Nicht-Vegetationsklassen wurde dem offenen Boden ein Wert von 1 zugewiesen, weil dieser keinen wurzelverstärkenden Effekt aufweist. Schnee, Wasser und Schatten wurden keine Daten zugewiesen, da keine Aussage zu den darunterliegenden Klassen machbar war (Tabelle 17).

6.5 Erosionsrisiko

Die Unterteilung der verschiedenen Erosionsrisikoklassen beruht auf der Bodenverlustrate im Vergleich zur Bodenneubildungsrate im gleichen Zeitraum.

Die statistische Auswertung der Erosionshinweiskarte mit der maximalen Fliessweglänge von 100 m zeigt im Vergleich zur Erosionshinweiskarte mit einem L_{alpin} -Faktor von 1 keinen Unterschied bei der modellierten Bodenverlustrate. Allerdings ist bei beiden der Median der Bodenverlustrate für das Untersuchungsgebiet mit rund $1.50 \text{ t ha}^{-1} \text{ Monat}^{-1}$ doppelt so gross wie die durch Schmidt et al. (2019a) berechnete Bodenverlustrate von $0.659 \text{ t ha}^{-1} \text{ Monat}^{-1}$. Der modellierte Mittelwert von rund $47.0 \text{ t ha}^{-1} \text{ Monat}^{-1}$ weist den 40-fachen Wert im Vergleich den Werten zu von Schmidt et al. (2019a) mit $1.241 \text{ t ha}^{-1} \text{ Monat}^{-1}$ auf (Tabelle 18, Anhang U).

Während der Vergleich der Erosionshinweiskarte unter Berücksichtigung des Rutschungsfaktor mit den beiden anderen modellierten Karten zu einer Reduktion der Bodenverlustrate führt (Tabelle 18), ergibt sich beim Vergleich mit den Referenzwerten ein um ein Drittel grösserer Median und ein 30-fach grösserer Mittelwert (Schmidt et al., 2019a).

Tabelle 18 Statistische Auswertung der modellierten Bodenabtragungsrate (Erosionsrisiko) für das Untersuchungsgebiet im Vergleich zu den Referenzdaten für das Untersuchungsgebiet von Schmidt et al. (2019a).

Bodenverlustrate Untersuchungsgebiet modelliert					Bodenverlustrate Untersuchungsgebiet Schmidt et al. (2019a)				
[t ha ⁻¹ Monat ⁻¹]									
Mittelwert	Median	STD	Min.	Max.	Mittelwert	Median	STD	Min.	Max.
Erosionshinweiskarte max. Fliessweglänge 100 m					1.214	0.659	1.600	0	16.18
47.3	1.575	82.4	3.82*10 ⁻⁷	3945					
Erosionshinweiskarte L _{alpin} -Faktor=1									
47.1	1.557	79.4	3.82*10 ⁻⁷	2938					
Erosionsrisiko inkl. Rutschungsfaktor									
6.3	0.989	72.8	2.5*10 ⁻⁹	2725					

Da die modellierten Erosionshinweiskarten (Abbildung 17 B-D, Anhang R-Anhang T) eine hohe Auflösung haben, werden auch die kleinräumigen Variationen des Geländes abgebildet und kleinere Flächen mit einer sehr hohen Bodenverlustrate sichtbar. Jedoch sind teilweise lineare Übergänge erkennbar, die von der manuellen Erfassung der Gesteinsklassen oder der Erosivitätskarte stammen könnten. Zwischen den Erosionshinweiskarten mit einer maximalen Fliessweglänge von 100 m und der Erosionshinweiskarte mit einem L_{alpin} -Faktor von 1 zeigt sich kein visueller Unterschied. Durch die Einbindung des Rutschungsfaktor sind Waldflächen deutlicher zu erkennen und die Bodenverlustrate ist in diesem Bereich markant reduziert. Keine Bodenverlustrate konnte für Flachmoore und Lagen oberhalb von 2700 msl modelliert werden. Der

optische Vergleich aller Erosionsrisikokarten zeigt, dass die modellierten Bodenverlustraten optisch tendenziell mit den Werten von Schmidt et al. (2019a) übereinstimmen (Abbildung 17, Anhang R-Anhang T).

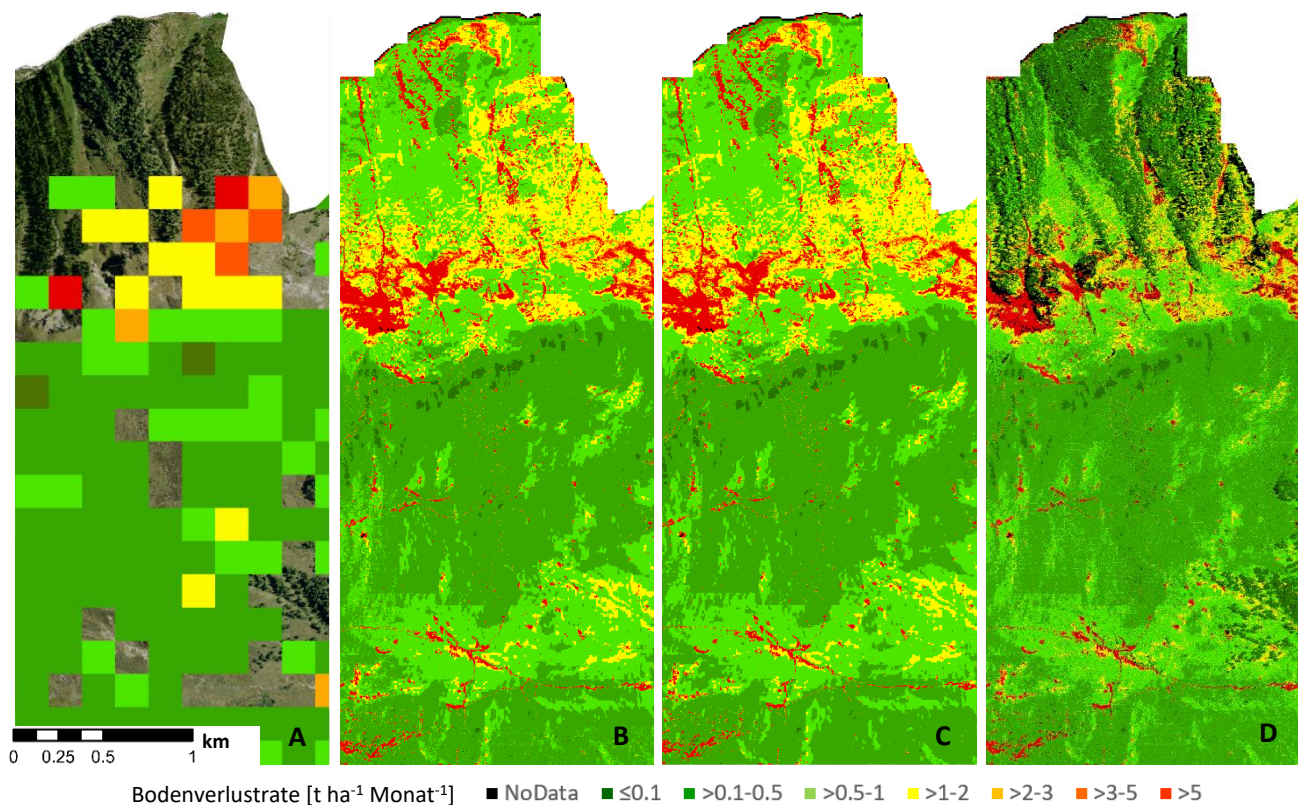


Abbildung 17 Ausschnitte aus den Erosionsrisiko von Schmidt et al. (2019a) (A) und den Erosionshinweiskarten mit einer maximalen Fließweglänge von 100 m(B), einem L_{aplin} -Faktor von 1 (C) und unter Berücksichtigung des Rutschungsfaktor (D).

Die statistische Auswertung der Bodenverlustrate aller Erosionsrisiko resp. -hinweiskarten (Abbildung 18) bestätigt den optischen Vergleich. Während bei den Erosionshinweiskarten für rund ein Drittel der Fläche keine Bodenverlustrate modelliert werden konnte, beträgt dies bei der Erosionsrisikokarte für das Dauergrünland das Doppelte. Bei allen vier Karten besteht für 20–30 % der Fläche ein geringes Erosionsrisiko. Der grösste Unterschied ergibt sich bei Flächen mit einem sehr hohen Erosionsrisiko ($>5 \text{ t ha}^{-1} \text{ Monat}^{-1}$). Während der Flächenanteil mit einer sehr hohen Bodenverlustrate bei der Erosionsrisikokarte von Schmidt et al. (2019a) nur 1.363 % beträgt (A), beläuft sie sich bei den modellierten Erosionshinweiskarten (C-D) auf 20–30 % (Abbildung 18). Beim Vergleich der Erosionshinweiskarten mit und ohne Rutschungsfaktor kommt es mehrheitlich zu einer Abnahme der Flächen mit einem geringen und sehr hohen Erosionsrisiko. Dies ist auf eine Zunahme der Flächen ohne Daten und auf eine Reduktion der Bodenverlustrate durch die Einbindung des Rutschungsfaktor zurückzuführen (Abbildung 18).

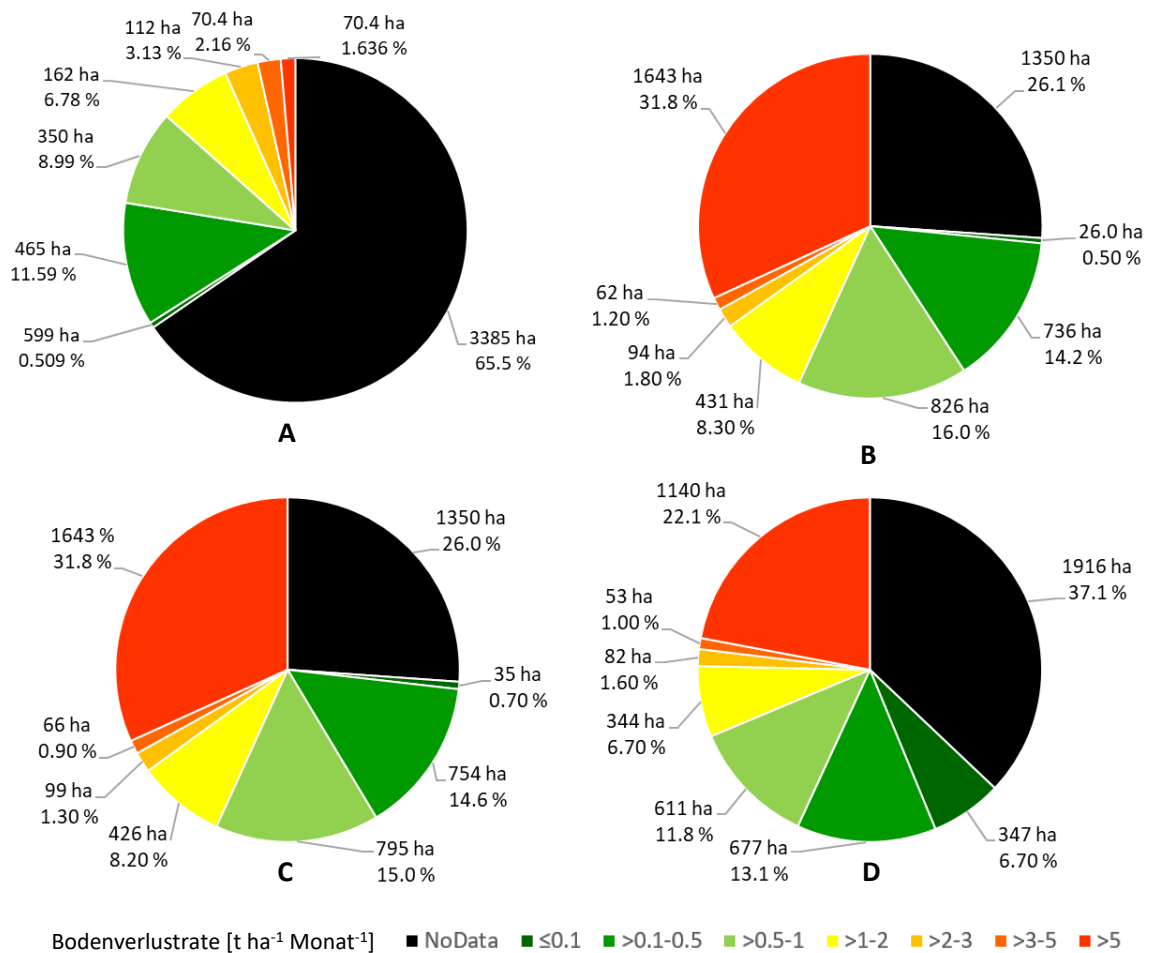
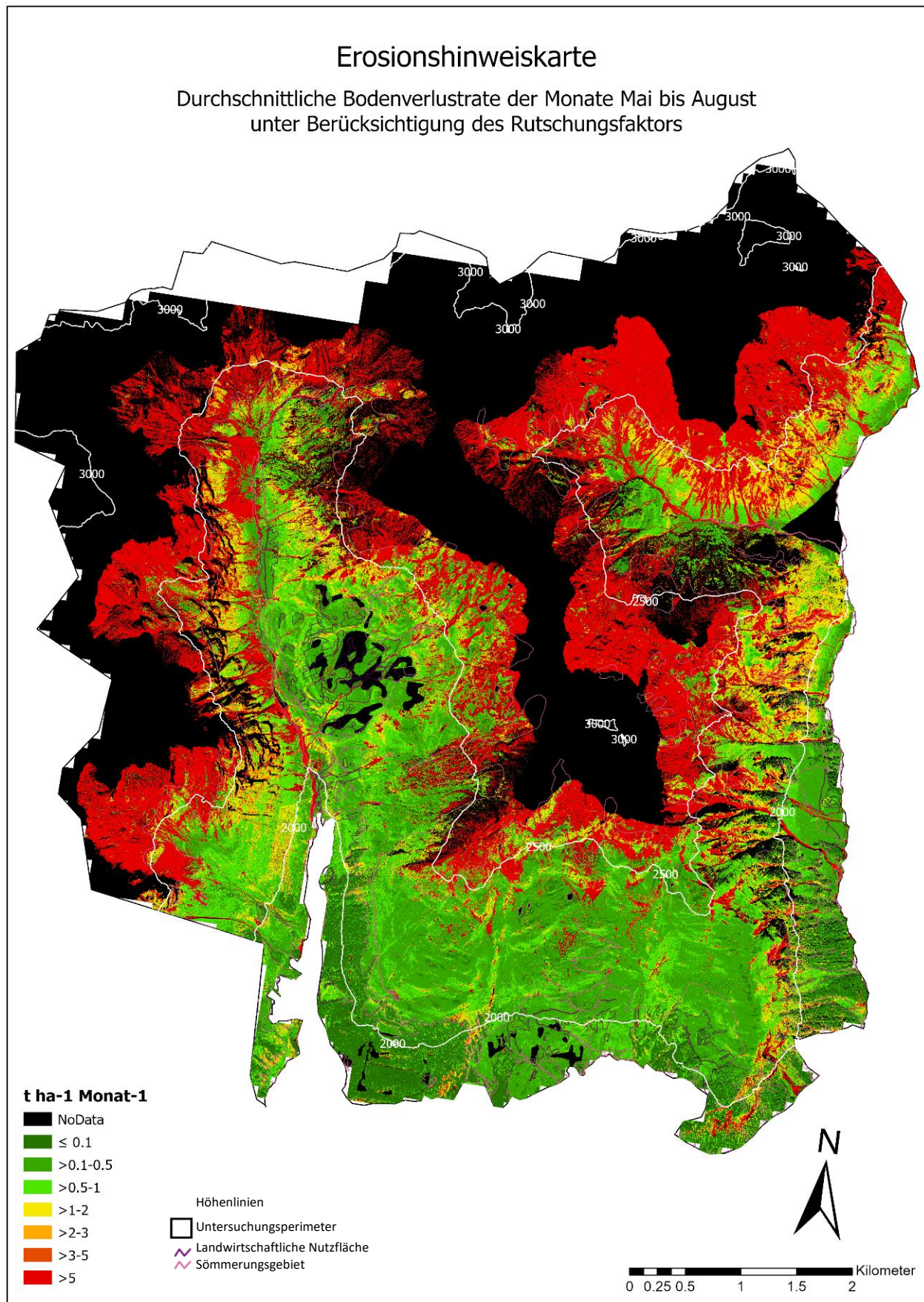


Abbildung 18 Prozentuale Verteilung der Bodenverlustrate der Erosionsrisikokarte des Dauegrünlandes (A) und der modellierten Bodenverlustrate der Erosionshinweiskarten mit einer maximalen Fließweglänge von 100 m (B), einem L_{alpin} -Faktor von 1 (C) und unter Berücksichtigung des Rutschungsfaktor (D).

Ein hohes Erosionsrisiko (hohe Bodenabtragungsrate) zeigt sich im Bereich von Felsen und offenem Boden sowie in Abschnitten mit einer grossen Steilheit in den tendenziell höheren Lagen (Abbildung 19). Ausserdem bilden sich deutliche Flüsse mit einer hohen Bodenabtragungsrate aus, welche indizieren, dass diese durch einen lokal hohen Oberflächenabfluss zustande kommen. Ausserdem wird sichtbar, dass sich tendenziell um die Bereiche mit einem hohen Erosionsrisiko ein Übergangsbereich mit mittelgrossen Erosionsrisiko zu den Bereichen mit einem geringen Erosionsrisiko ausbildet.

Auf das ganze Untersuchungsgebiet betrachtet zeigt sich, dass die Flächen mit einer hohen modellierten Bodenabtragungsrate mehrheitlich oberhalb von 2500 msl liegen. Bei der Überlagerung mit dem Sömmerungsperimeter ergibt sich für den Sömmerungsperimeter unterhalb von 2500 msl nur ein geringer Flächenanteil mit hohem Erosionsrisiko, während der Grossteil oberhalb von 2500 msl ein mittleres bis hohes Erosionsrisiko aufweist (Abbildung 19)



Datengrundlage: Swisstopo (2019), Schmidt et al. (2019a); Autor: Anke Grings, ZHAW Wädenswil; CH1903+; 13.08.2020

Abbildung 19 Abschliessende Erosionshinweiskarte mit der modellierten Bodenabtragungsrate unter Berücksichtigung des Rutschungsfaktor mit der Einteilung nach Schmidt et al. (2019a).

7. Diskussion

Durch die vorliegenden Erosionshinweiskarten für das Gebiet oberhalb von Ardez (Abbildung 19, Anhang S & Anhang T) wurde ein nützliches Modell mit dem RUSLE-Modell erstellt, das es erlaubt, Flächen mit grossem Erosionsrisiko von weniger als 0.1 m^2 zuverlässig zu identifizieren. Dadurch können kleinräumige und erosionsgefährdete Gebiete von einer zukünftigen Beweidung ausgeschieden werden und gegebenenfalls weitere Erosionsschutzmassnahmen ergriffen werden. Mit einer Auflösung von 0.25 m gehören diese Erosionshinweiskarten zu den am höchst aufgelösten Erosionskarten der Schweiz.

Durch die hohe Auflösung der Erosionshinweiskarten sind Einzelheiten der örtlichen Gegebenheiten gut zu erkennen und so sind bereits bei ihrer Betrachtung Rückschlüsse auf die topographischen Gegebenheiten und den möglichen Grad der Vegetationsbedeckung möglich. Diese Annahmen können dann unter Einbezug von Höhenmodellen, Luftbildern und den Einzelfaktoren des RUSLE-Modells verifiziert werden.

Im Bereich von Schuttkegeln, Gerinnen und Gebieten oberhalb von 2500 msl (Abbildung 19) ergeben sich Bereiche mit hohem Erosionsrisiko, die eine hohe Steilheit (hoher *S*-Faktor) und einen geringen Vegetationsdeckungsgrad (hoher *C*-Faktor) besitzen. Die Kombination dieser beiden Faktoren hat erfahrungsgemäss ein hohes Erosionsrisiko zur Folge und kann mit dem RUSLE-Modell gut abgedeckt werden, weil die oben genannten Faktoren neben dem *L*-Faktor das höchste Gewicht in diesem Modell haben. In höheren Lagen erfordert das hohe Erosionsrisiko eine kritische Betrachtung, da hier der hohe *C*-Faktor auch Felsflächen einschliesst, die kaum erodiert werden. Um diesen Aspekt zukünftig zu berücksichtigen, kann die Risikobetrachtung nur für den Sömmerungsperimeter durchgeführt oder grosse Flächen mit einem sehr niedrigen NDVI von der Modellierung ausgeschlossen werden.

Neben diesen eher grossflächigen Gebieten konnten im Bereich von Wiesen im Sömmerungsperimeter auch kleinere, verstreut liegende Flächen mit einem hohen Erosionsrisiko lokalisiert werden (Abbildung 19). Vermutlich handelt es sich hier um offene Bodenstellen, die durch Trittschäden bei der Beweidung verursacht wurden.

Im Vergleich zur Schweiz (Kapitel 3) wird das Erosionsrisiko bei der Betrachtung von einem kleinen Untersuchungsgebiet (Abbildung 19, Anhang S & Anhang T) hauptsächlich durch den *S*- und *C*-Faktor und lokal durch den *L*- und *R*-Faktor definiert (Anhang F-Anhang N), während der *K*-Faktor für das Untersuchungsgebiet mit einem Wert zwischen 0.018 – 0.035 vergleichsweise konstant ist (Kapitel 6.2, Anhang H). Erst wenn die Betrachtung für ein grösseres Untersuchungsgebiet wie beispielsweise der Schweiz erfolgt, ergeben sich grössere Unterschiede beim *K*- und *R*-Faktor. Für eine rein qualitative Bestimmung von Flächen mit hohem Erosionsrisiko könnte daher die Betrachtung des *C*-, *L* und *S*-Faktors für ein kleines Gebiet mit einer angepassten Skala ausreichend sein.

Der Vergleich zwischen der Erosionshinweiskarte mit einem maximalen L_{alpin} -Faktor von 1 (Anhang S) und der Erosionshinweiskarte für das Grasland (Schmidt et al., 2019a), Anhang R) zeigt tendenziell eine Übereinstimmung der Ergebnisse (Abbildung 17 & Abbildung 18). Der doppelt so hohe Median bei der Erosionshinweiskarte mit einem L_{alpin} -Faktor von 1 ist darauf zurückzuführen, dass bei der Erosionsrisikokarte von Schmidt et al. (2019a) nur Gebiete mit einer Steilheit von weniger als 50 ° berücksichtigt wurden. Ausserdem werden bei dieser Karte häufig sehr triviale Bereiche wie Bäche und Schuttkegel ausgewiesen, während kleine Flächen mit hohem Erosionsrisiko unberücksichtigt bleiben. Um die Gefährdungsursachen bei Schmidt et al. (2019a) evaluieren zu können, sind zudem weiterführende Recherchen erforderlich.

Hingegen ist bei der Erosionsrisikokarte für Dauergrünland (Schmidt et al., 2019a) von Vorteil, dass sich das Erosionsrisiko durch die Auflösung von 100 m grossflächig evaluieren lässt und dadurch Hotspots ausgeschieden werden können. Diese könnten dann mit der verfeinerten Methode einer Detailbetrachtung unterzogen werden, weil eine Ausdehnung der ausgearbeiteten Erosionshinweiskarte für das Gebiet oberhalb von Ardez auf die ganze Schweiz wegen der erheblichen Datenmengen nicht sinnvoll und möglich ist.

Die modellierte, monatliche Bodenverlustrate der Monate Mai bis August für das Untersuchungsgebiet ergibt einem Median zwischen 0.989–1.575 t ha⁻¹ Monat⁻¹ (Mittelwert 6.3–47.3 t ha⁻¹ Monat⁻¹) (Tabelle 17) und entspricht damit einem mittleren Erosionsrisiko. Sie lässt sich knapp der Bodenneubildungsrate von alten Böden auf Silikatgestein zuordnen und liegt im unteren Bereich der Bodenneubildungsrate auf jungen Böden (Tabelle 1). Hieraus ergibt sich, dass bei alten Böden im Untersuchungsperimeter der Erosionsprozess langfristig zu einem Verlust von Bodenmaterial und damit zu einer Beeinträchtigung der Bodenfunktionen führt.

Vergleiche der Bodenverlustrate für das Untersuchungsgebiet (Median 0.989–1.575 t ha⁻¹ Monat⁻¹) mit der potentiellen durchschnittlichen Bodenverlustrate von 1.417 t ha⁻¹ Monat⁻¹ für das Ackerland der Schweiz führen zu einem ähnlichen Ergebnis (Bircher et al., 2019a). Andere Studien, die die Bodenverlustrate auf Landwirtschaftsflächen in Europa mit dem RUSLE-Modell modelliert haben, geben für die durchschnittliche Bodenverlustrate Werte von 2.46 (0.205), 2.76 (0.23) und 11.1 (0.925) t ha⁻¹ a⁻¹ (t ha⁻¹ Monat⁻¹) an (Bosco, de Rigo, Dewitte, Poesen & Panagos, 2014; Panagos et al., 2015; Yang, Kanae, Oki, Koike & Musiake, 2003). Für die Bergregionen in Europa wird eine um 2- bis 4-fach höhere Bodenverlustrate von 4.07–7.80 t ha⁻¹ a⁻¹ respektive 0.339–0.650 t ha⁻¹ Monat⁻¹ ausgewiesen (Bosco et al., 2014) und die weltweite Schätzung für die Bodenverlustrate auf landwirtschaftlicher Nutzfläche beträgt 6.5 t ha⁻¹ a⁻¹ (0.542 t ha⁻¹ Monat⁻¹) (Naipal, Reick, Pongratz & Van Oost, 2015).

Daraus ergibt sich für das Untersuchungsgebiet oberhalb von Ardez eine Bodenverlustrate, die deutlich über der durchschnittlichen Bodenverlustrate für Europa liegt. Dies kann darauf zurückgeführt werden, dass bei der europaweiten Betrachtung verschiedenste topographische Gegebenheiten und Nutzungsformen berücksichtigt und die Daten teilweise über grosse Bereiche interpoliert wurden.

Wertvoll bei der ausgearbeiteten Erosionshinweiskarte ist die Möglichkeit einer Bestimmung des Erosionsrisikos von nicht offiziell ausgeschiedenen Nutzflächen für die Landwirtschaft und unabhängig von der Bodeneignungskarte, da die Sömmerungsgebiete teilweise ausserhalb der Bodeneignungskarte liegen und sich Nutztiere bei unzureichender Abzäunung nicht an den Sömmerungsperimeter halten.

Die Überlagerung der Erosionshinweiskarte mit dem Sömmerungsperimeter (Abbildung 19) zeigt, dass im Untersuchungsgebiet von Ardez ein hohes Erosionsrisiko unterhalb von 2500 msl nur lokal besteht, während das Risiko für die Gebiete oberhalb von 2500 msl wesentlich grösser ist. Um die modellierten Werte zu verifizieren sollten diese in einem ersten Schritt durch Feldbegehungen und -messungen überprüft und Felsflächen ausgeschieden werden. Unterhalb von 2500 msl empfiehlt es sich, lokal gefährdete Stellen von einer Nutzung auszuschliessen und sie gegebenenfalls aktiv zu begrünen, um so eine Ausweitung der Erosionsflächen zu verhindern.

Die Erosionshinweiskarten wurden mit dem RUSLE-Modell ausgearbeitet, damit ein Vergleich mit Werten aus der Schweiz und dem nahen Ausland möglich war. Des Weiteren werden mit dem RUSLE-Modell die dominierenden Erosionsprozesse im alpinen Raum durch Niederschlag und Oberflächenabfluss erfasst (Konz et al., 2010; Merritt et al., 2003; Meusburger & Alewell, 2014). Gearbeitet wurde mit einer Auflösung von 0.25 m, weil die verwendeten Swissimage RGB und Swissimage FCIR diese Auflösung aufwiesen. Bei einer erneuten Modellierung sollte überprüft werden, ob nicht eine Auflösung von 1–2 m ausreichend ist, denn für die Berechnung aller Faktoren, mit Ausnahme des *C*-Faktors und des Rutschungsfaktor, wurde eine Auflösung von 2–6 m verwendet und das Hochskalieren der Auflösung der berechneten Faktoren generiert eine enorme Datenmenge, die nur zu einer scheinbar höheren Genauigkeit führt. Eine Auflösung von 1–2 m ist mit entsprechenden Anpassungen bei Erfassung des Vegetationsdeckungsgrad vermutlich ausreichend, um kleinräumige Flächen mit einem hohen Erosionsrisiko auszuscheiden. Generell ist es wichtig, dass für die Betrachtung und korrekte Darstellung von Teilprozessen der Massstab ausreichend gross gewählt wird, denn die Auflösung ist für die Bestimmung der Faktoren entscheidend. So kann mit einer hohen Auflösung des DHM die Spritzerosion gut dargestellt werden, während für die Darstellung des *LS*-Faktors eine geringere Auflösung erforderlich ist, um die topographischen Gegebenheiten zu berücksichtigen (Verheijen et al., 2009).

7.1 Erosivitätsfaktor (*R*-Faktor)

Die Auswertung der durch Schmidt et al. (2016) bereitgestellten Daten für den *R*-Faktor ergab, dass in den Monaten Mai bis August die Erosivität des Niederschlages im Untersuchungsgebiet im Vergleich zur Schweiz nur 50% beträgt und lässt den Rückschluss zu, dass nur wenige erosive Niederschlagsereignisse auftreten. Die generelle Aussage, dass die alpine Böden extremen Niederschlagsereignissen ausgesetzt sind (Wüthrich, Lüthi & Meyer, 2010), trifft deshalb für das Untersuchungsgebiet nur teilweise zu.

Als korrekt kann die Modellierung des *R*-Faktors für das Untersuchungsgebiet von Schmidt et al. (2016) angenommen werden, da die nächstgelegene Meteostation nur rund 8 km entfernt liegt. Allerdings sind bei dieser Modellierung mit einer Auflösung von 100 m teilweise scharfe Übergänge mit markanten Unterschieden vorhanden (Anhang F), die den Höhenlinien lediglich vage folgen und die Realität nur beschränkt widerspiegeln. Jedoch ist eine Modellierung mit einer höheren Auflösung und die detaillierte Modellierung entlang der Höhenlinien bei dem bestehenden Messnetz eher schwierig und es wird nicht zwangsläufig eine höhere Genauigkeit erreicht.

7.2 Erodibilitätsfaktor (*K*-Faktor)

Der bei der Modellierung des *K*-Faktors erzielte Mittelwert von $0.0256 \text{ t ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ liegt rund 25 % über dem Mittelwert der Schweiz von $0.0327 \text{ t ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ (Tabelle 11) und lässt sich darauf zurückführen, dass im Untersuchungsgebiet lehmige und sandige Böden vorherrschen, die einen höheren Erosionswiderstand als schluffige Böden aufweisen (Prasuhn et al., 2013).

Durch die Wahl einer Auflösung von 6 m bei der Modellierung des *K*-Faktors für das Untersuchungsgebiet konnten die topographischen Gegebenheiten berücksichtigt werden und gleichzeitig war das Ergebnis wesentlich genauer, als die für das Dauergründland der Schweiz verwendeten LUCA Topsoil Sampling Daten mit einer Auflösung von 500 m (Schmidt et al., 2018c) oder die Bodeneignungskarte der Schweiz (Swisstopo et al., 2020).

Mit der von Egli et al. (2005) vorgeschlagenen Einbindung von Topografie und Ausgangsgestein, können lokal leicht erodierbare Böden erfasst und detaillierte Aussagen über die Erodierbarkeit getroffen werden. Allerdings lag bei von Egli et al. (2005) das Hauptaugenmerk auf der Modellierung von Bodentypen und nicht, um über die Körnung die Erodierbarkeit von Böden zu erfassen. Deshalb sollte die Aussagekraft der Modellierung in zukünftigen Untersuchungen mit Feldmessungen verifiziert werden.

Die Modellierung nach Egli et al. (2005) liefert ein sehr detailliertes Ergebnis. Die Umsetzung ist jedoch sehr zeitintensiv und daher nur beschränkt auf ein grosses Gebiet anwendbar, weil die geotechnische Karte manuell erfasst werden muss und viele Einzelabfragen erforderlich sind, um alle Einflussfaktoren zu berücksichtigen. Dies wurde in der vorliegenden Arbeit insofern vereinfacht, als dass für die Abfragen Bodentypen mit gleicher Erodierbarkeit zusammengefasst wurden. Die Modellierung (Anhang H) ergab, dass auch sehr unterschiedlichen Bodentypen sich auf einige wenige *K*-Faktoren reduzieren lassen und diese häufig flächig dominieren. Für zukünftige Modellierungen des *K*-Faktors könnte man daher den Ansatz der Bodenmodellierung von Egli et al. (2005) aufgreifen und gezielt anpassen, indem man für jeden *K*-Faktor die topographischen und lithografischen Bedingungen definiert und ihn anschliessend über eine automatisierte Abfrage modelliert. Allerdings führt dieses Vorgehen zu einem Verlust der Information über den Bodentyp, so-

dass keine Aussage über seine zukünftige Entwicklung und damit über das zukünftige Erosionsrisiko möglich ist.

Ein weiterer Nachteil der Modellierung ist, dass im Rahmen dieser Arbeit die Dynamik des Gebietes wie Schuttkegel, Rutschungen, usw. nicht erfasst wurde. Zudem wurden Standorte, an denen Fels vorherrscht, als Boden definiert und Seen nicht von der Modellierung ausgeschlossen. Auch wurde bewusst darauf verzichtet, Fels oder Blockschutthalden gemäss dem TLM^{3D} Bodenbedeckung auszuscheiden, weil diese Angaben sehr ungenau sind und im Bereich von Blockschutthalden der Beginn von Bodenentwicklung möglich ist. Bei zukünftigen Bodenmodellierungen sollten diese Sachverhalte unbedingt berücksichtigt werden, um die Genauigkeit der Modellierung zu erhöhen.

7.3 Topografiefaktor (*LS*-Faktor)

Der modellierte *LS*-Faktor für das Untersuchungsgebiet liegt um das 3.5-fache über dem Wert für die Schweiz, allerdings wurden bei der Modellierung auch die höchsten Werte in den alpinen Regionen erfasst (Schmidt et al., 2019a). Die hohen Werte für das Untersuchungsgebiet ergeben sich aus der mittleren Steilheit des gesamten Untersuchungsgebiets von 30 °, weil der *S*-Faktor aus der quadrierten, prozentualen Neigung berechnet wird und deshalb steilere Bereiche stärker ins Gewicht fallen. Es verdeutlicht, weshalb von den Autoren der Einsatzbereich der verwendeten Formel auf einen Einsatzbereich von 20–50 ° beschränkt wurde (Bircher et al., 2019b). Bei zukünftigen Untersuchungen ist zu klären, wie besonders steile Gebiete in der Modellierung berücksichtigt werden. So kann für Gebiete mit einer Neigung >50 ° zur Vereinfachung eine Steilheit von 50 ° angenommen werden oder es wird eine neue Berechnungsgrundlage für diese Gebiete erstellt. Ausserdem ist es fraglich, ob bei einer Neigung von 50 ° überhaupt eine Bodenentwicklung stattfindet. Falls in diesem Bereich lediglich eine Verwitterung des Gesteins stattfindet, können diese Bereiche von der Modellierung ausgeschlossen werden.

Der *L*-Faktor fällt bei der Modellierung des Topografiefaktor nur beschränkt ins Gewicht, da der Median und Mittelwert nahe bei 1 liegen. Nur lokal im Bereich von Flüssen und Gerinnen, treten grössere *L*-Faktoren auf. Dennoch sollte zukünftig der *L_{alpin}*-Faktor, wie in Kapitel 5.6.1 beschrieben, berechnet werden, um insbesondere kleinere Gerinne im Grasland zu erfassen.

Bei der Modellierung des *LS*-Faktor durch Schmidt et al. (2019b) wurde neben einer maximalen Fliessweglänge von 100 m auch die Feldblockkarte eingebunden, auf die im Rahmen dieser Modellierung bewusst verzichtet wurde, um den Oberflächenabfluss über offene Bodenstellen in die Vegetation zu berücksichtigen. Ausserdem unterteilt die offizielle Feldblockkarte das Gebiet in Abschnitte, die für die Modellierung nicht zielführend waren. Stattdessen wurde der Wald als hydrologische Barrieren ausgeschieden. Für zukünftige Modellierungen sollte dieses Vorgehen jedoch angepasst werden, da beispielsweise ein längerer Ober-

flächenabfluss über Blockschutthalden unrealistisch ist. So könnte geschaut werden, ob sich die kurzen Fliesswege auf Blockschutthalden mit sehr hochauflösenden Oberflächenmodellen erfasst werden können. Eine andere Möglichkeit für weiterführenden Untersuchungen ist die Ableitung einer Feldblockkarte aus der Bildklassifikation.

7.4 Bodenbedeckungsfaktor (C-Faktor)

Der Bedeckungsfaktor wurde aus dem NDVI berechnet und ist 3-Mal höher als jener für die Schweiz (Tabelle 15). Allerdings ergibt die visuelle Interpretation der Referenzpublikation ähnliche Werte für das Untersuchungsgebiet (Abbildung 8). Der deutlichste Unterschied beim C-Faktor tritt im Waldbereich auf, bei dem der erwartete Wert von 0.001 nicht erreicht wurde (Schmidt, Alewell & Meusburger, 2018) und der nur mit einem Vegetationsdeckungsgrad von >100% zustande kommt.

Die Unterteilung des FCIR Swissimage in Rasterzellen mit und ohne Vegetation ist durch die Auflösung von 0.25 m eine schnelle und einfache Variante zur Bestimmung des Vegetationsdeckungsgrades und bietet einen guten Mittelwert für den saisonal schwankenden C-Faktor. Diese Variante wurde unter der Annahme gewählt, dass eine Bestimmung des Vegetationsdeckungsgrades über eine spektrale Differenzierung zu keinem signifikant anderen Ergebnis führt. Zwar ist bei diesem Vorgehen von Vorteil, dass auch abgestorbene Vegetation im Bereich von grüner Vegetation erfasst wurde, jedoch bleiben saisonale Schwankungen des Vegetationsdeckungsgrades durch Bewirtschaftung unberücksichtigt. Ausserdem lässt diese Methode keinen Vegetationsdeckungsgrad von über 100 % zu, was zu einer Unterschätzung des grossen C-Faktor führen kann. Bei weiterführenden Untersuchungen wäre es daher zielführend, wenn bei einem Gebiet beide Varianten angewendet und dadurch die Unterschiede der beiden Methoden verdeutlicht werden.

7.5 Rutschungsfaktor

Die Bildklassifikation mit einer Genauigkeit von 80 % liefert ein gutes Ergebnis für das Untersuchungsgebiet und zeigt, dass sich der Ansatz von Salvisberg (2019) eingeschränkt auch auf grössere Gebiete übertragen lässt. Der grosse Untersuchungsperimeter erlaubte die Erfassung vieler Referenzgebiete, führte aber gleichzeitig zu einer hohen Heterogenität innerhalb derselben Kategorie. Die daraus resultierenden Fehlklassifikationen konnten aber aufgrund des grossen Untersuchungsgebietes nicht manuell berichtigt werden (Abbildung 16). Eine weitere Schwierigkeit bei der Bildklassifikation war beim Swissimage RGB die Unterscheidung zwischen Zwergsträuchern, Büschen und Bäumen, weshalb bei einer erneuten Klassifikation der Einbezug des DTM und des DHM dringend empfohlen wird.

Da der Schwerpunkt dieser Arbeit die Erfassung von Erosionsstellen war, wäre eine Unterscheidungsmöglichkeit zwischen Felsen und offenem Boden zweckmässig gewesen. Dies im Trainingsgebiet visuell zu erfassen, war wegen der ähnlichen Farbgebung nicht möglich. Es ist auch fraglich, ob eine zuverlässige

Unterscheidung, insbesondere im Übergangsbereich zwischen Boden und Fels, bei einer korrekten Erfassung der Trainingsgebiete überhaupt möglich ist. Empfehlenswert bei weiteren Untersuchungen an einer Differenzierung zu arbeiten, um Felsen auf der Erosionshinweiskarte ausscheiden zu können.

Alternativ zur Bildklassifikation könnte man bei zukünftigen Studien die Lebensraumkarte der Schweiz verwenden, die zurzeit allerdings noch sehr grob ist (Niedermann, 2019). Eine weitere Möglichkeit, um eine genauere Klassifikation zu erreichen, wäre eine vorgängige Trennung und getrennte Klassifizierung von Vegetation und Nicht-Vegetation.

Die den Bildklassen zugeordneten Rutschungswerte führen mit Ausnahme von Waldbereichen zu keiner signifikanten Reduktion des Erosionsrisikos (Bodenabtragungsrate), jedoch zu einem Informationsverlust durch die Ausscheidung von Schatten (Abbildung 19).

Obwohl das Senkrecht-Wurzelmodell eine starke Vereinfachung ist, ist eine weitere Berechnung über Modelle, die die Steilheit, Bodenbeschaffenheit und den Niederschlag berücksichtigen, nicht zwingend erforderlich, weil diese Faktoren in einer anderen Form durch das RUSLE Modell berücksichtigt werden. Nicht berücksichtigt werden beim Senkrecht-Wurzelmodell der gravitative Effekt durch die Vegetation, insbesondere von Bäumen (Vergani, Chiaradia & Bischetti, 2012). Weiterhin fehlen Referenzwerte des wurzelverstärkenden Effekts der Vegetation zur Ermittlung des Risikos für flachgründige Rutschungen. Die berechneten Werte aus dem Senkrecht-Wurzelmodell (Tabelle 17) sind eine starke Annäherung und müssten durch Feldmessungen abgeglichen werden.

Fehlende Referenzwerte aus anderen Studien oder Feldmessungen waren eine grosse Herausforderung bei der Einbindung von zusätzlichen Erosionsfaktoren, denn dadurch fehlte eine dokumentierte Vergleichsmöglichkeit. Durch die Einbindung zusätzlicher Erosionsfaktoren werden die Aussagen der bestehenden Modelle verändert. Für zukünftige Untersuchungen wäre es deshalb effizienter sich auf eine Anpassung der bestehenden Modelle zu fokussieren und verschiedene Modelle auf das Untersuchungsgebiet anzuwenden, die unterschiedliche Erosionsprozesse beschreiben. So gibt es beispielsweise das EUROSEM-Modell, das den wurzelverstärkenden Effekt der Vegetation berücksichtigt (Morgan et al., 1998).

8. Schlussfolgerung

Mit den vorliegenden Erosionshinweiskarten wurde ein wirksames und aussagekräftiges Tool ausgearbeitet, das die digitale Evaluation von kleinen ($<0.1 \text{ m}^2$) und stark gefährdeten Erosionsflächen in Sömmerungsperimetern ermöglicht. Dadurch können zukünftig digital gefährdete Flächen evaluiert werden und bei Feldbegehungen gezielt Erosionsschutzmassnahmen für diese Flächen ergriffen werden.

Die Grenzen des Tools liegen bei der Abgrenzung von Erosionsflächen auf Felsen und bei Hängen mit einer Neigung $>50^\circ$. So kommt es in beiden Fällen zu einer Überschätzung des Erosionsrisikos. Ein Vergleich mit der bestehenden Erosionsrisikokarte für das Dauergrünland zeigt, dass eine grobe Übereinstimmung der Ergebnisse vorliegt. Während die Erosionsrisikokarte für das Dauergrünland sehr triviale Bereiche ausweist, kann die Erosionshinweiskarte Flächen mit einem hohen Erosionsrisiko im Sömmerungsperimeter ausweisen.

Bei der Modellierung wurde als Grundlage das Swissimage RGB und Swissimage FCIR mit einer Auflösung von 0.25 m sowie das SwissALTI^{3D} mit einer Auflösung von 2 m verwendet. Auch wenn bereits Luftbilder mit einer Auflösung von 0.1 m bestehen, sollte bei einer erneuten Modellierung eine Auflösung von 1–2 m gearbeitet werden, da nur 2 der 6 Faktoren mit einer Auflösung von 0.25 m modelliert wurden. Bei den restlichen wurde eine Auflösung von 2–6 m verwendet. Bei einer erneuten Modellierung sollte unbedingt die detaillierte Erfassung des *K*-Faktors und die Modellierung des *L*-Faktors mit einer maximalen Fliessweglänge von 100 m beibehalten werden.

Die Einbindung des Rutschungsfaktors zeigt, dass dadurch das Erosionsrisiko im Bereich des Waldes reduziert wird, bei den Wiesen und Zwergsträuchern aber zu keiner nennenswerten Reduktion führt. Auf die Einbeziehung zusätzlicher Faktoren in das RUSLE-Modell, wie beispielsweise des Rutschungsfaktor, kann aufgrund mangelnder Referenzdaten in Zukunft verzichtet werden. Viel nützlicher ist es, den Fokus auf die Modellierung des *S*-Faktors für Gebiete mit einer Neigung von $>50^\circ$ und mit Felsen zu richten oder andere bestehende Erosionsmodelle auf das Untersuchungsgebiet anzuwenden.

9. Bibliografie

- AGL, Amt für Landwirtschaft und Geoinformationen, Graubünden. (2019). Sömmerungsperimeter Graubünden. Abgerufen am 26.02.2020 von <http://map.geo.gr.ch>.
- Alewell, C., Egli, M. & Meusburger, K. (2015). An attempt to estimate tolerable soil erosion rates by matching soil formation with denudation in Alpine grasslands. *Journal of Soils and Sediments*, 15(6), S. 1383–1399. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0920-6>.
- Apollo, M., Andreychouk, V. & Bhattarai, S. S. (2018). Short-Term Impacts of Livestock Grazing on Vegetation and Track Formation in a High Mountain Environment: A Case Study from the Himalayan Miyar Valley (India). *Sustainability*, 10(4), 951. <https://doi.org/10.3390/su10040951>.
- van Beek, L. P. H., Wint, J., Cammeraat, L. H. & Edwards, J. P. (2005). Observation and Simulation of Root Reinforcement on Abandoned Mediterranean Slopes. *Plant and Soil*, 278(1), S. 55–74. <https://doi.org/10.1007/s11104-005-7247-4>.
- Beniston, M. (2003). Climatic Change in Mountain Regions: A Review of Possible Impacts. *Climatic Change*, 59(1), S. 5–31. <https://doi.org/10.1023/A:1024458411589>.
- Beniston, M. (2006). Mountain Weather and Climate: A General Overview and a Focus on Climatic Change in the Alps. *Hydrobiologia*, 562(1), S. 3–16. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1802-0>.
- Bircher, P., Liniger, H. & Prasuhn, V. (2019a). Aktualisierung und Optimierung der Erosionsrisikokarte (ERK2) Die neue ERK2 (2019) für das Ackerland der Schweiz. Bundesamt für Landwirtschaft (BLW).
- Bircher, P., Liniger, H. & Prasuhn, V. (2019b). Comparing different multiple flow algorithms to calculate RUSLE factors of slope length (L) and slope steepness (S) in Switzerland. *Geomorphology*, 346, 106850. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.106850>.
- Bischetti, G. B., Chiaradia, E. A., Simonato, T., Speziali, B., Vitali, B., Vullo, P. et al. (2005). Root Strength and Root Area Ratio of Forest Species in Lombardy (Northern Italy). *Plant and Soil*, 278(1), S. 11–22. <https://doi.org/10.1007/s11104-005-0605-4>.
- Blanco, H. & Lal, R. (2010). *Principles of soil conservation and management* (1. Auflage). Dordrecht: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8709-7>.
- Borga, M., Dalla Fontana, G., Gregoretti, C. & Marchi, L. (2002). Assessment of shallow landsliding by using a physically based model of hillslope stability. *Hydrological Processes*, 16(14), S. 2833–2851. <https://doi.org/10.1002/hyp.1074>.
- Bosco, C., de Rigo, D., Dewitte, O., Poesen, J. & Panagos, P. (2014). Modelling soil erosion at European scale: towards harmonization and reproducibility. *Natural Hazards and Earth System Sciences Discussions*, 2(4), S. 2639–2680. <https://doi.org/10.5194/nhess-15-225-2015>.
- Brunner, J., Jäggli, F., Nievergelt, J. & Peyer, K. (1997). *Kartieren und Beurteilen von Landwirtschaftsböden: Kartieranleitung*. Zürich: Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau.
- Brunotte, Prof. Dr. E., Gebhardt, Prof. Dr. H., Meurer, Prof. Dr. M., Meusburger, Prof. Dr. P. & Nipper, Prof. Dr. J. (Hrsg.). (2001). *Bodenerosion. Lexikon der Geografie*. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag. Abgerufen am 30.12.2019 von <https://www.spektrum.de/lexikon/geographie/bodenerosion/1116>.
- Ceaglio, E., Meusburger, K., Freppaz, M., Zanini, E. & Alewell, C. (2012). Estimation of soil redistribution rates due to snow cover related processes in a mountainous area (Valle d'Aosta, NW Italy). *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(2), S. 517–528. doi: [10.5194/hess-16-517-2012](https://doi.org/10.5194/hess-16-517-2012).
- Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L. et al. (2015). System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. *Geoscientific Model Development*, 8(7), S. 1991–2007. Copernicus GmbH. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-1991-2015>.

- De Baets, S., Poesen, J., Reubens, B., Wemans, K., De Baerdemaeker, J. & Muys, B. (2008). Root tensile strength and root distribution of typical Mediterranean plant species and their contribution to soil shear strength. *Plant and Soil*, 305(1), S. 207–226. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3636-3>.
- De Jong, S. & Jetten, V. G. (2007). Estimating spatial patterns of rainfall interception from remotely sensed vegetation indices and spectral mixture analysis. *International Journal of Geographical Information Science*, 21, S. 529–545. <https://doi.org/10.1080/13658810601064884>.
- Denoth, F. (1997). Oberflächenabfluss und Phosphorverlust auf landwirtschaftlich genutzten Flächen (unveröffentlicht). Unveröffentlichte Diplomarbeit. Zürich: Geographisches Institut Universität Zürich.
- Egli, M., Margreth, M., Vökt, U., Fitze, P., Tognina, G. & Keller, F. (2005). Modellierung von Bodentypen und Bodeneigenschaften im Oberengadin (Schweiz) mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS). *Geographica Helvetica*, 60(2), S. 87–96. <https://doi.org/10.5194/gh-60-87-2005>.
- Esri Inc. (2020a). ArcGIS Pro. USA: Redlands.
- Esri Inc. (2020b). ArcGIS Pro Werkzeugreferenzen. USA: Redlands.
- Fernández-Raga, M., Palencia, C., Keesstra, S., Jordán, A., Fraile, R., Angulo-Martínez, M., Cerdà, A. (2017). Splash erosion: A review with unanswered questions. *Earth-Science Reviews*, 171, S. 463–477. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.06.009>.
- Fullen, M.A., Arnalds, A., Bazzoffi, P., Booth, C.A., Castillo, V., Kertész, Á., Martin, P., Ritsema, C., Solé Benet, A., Souchère, V., Vandekerckhove, L. and Verstraeten, G. (2006). Government and Agency Response to Soil Erosion Risk in Europe. In *Soil Erosion in Europe* (eds J. Boardman and J. Poesen). <https://doi.org/10.1002/0470859202.ch57>.
- Ganasri, B. P. & Ramesh, H. (2016). Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS - A case study of Nethravathi Basin. *Geoscience Frontiers*, 7(6), S. 953–961. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2015.10.007>.
- Ghadiri, H. (2004). Crater formation in soils by raindrop impact. *Earth Surface Processes and Landforms*, 29(1). <https://doi.org/10.1002/esp.1014>.
- Gisler, S., Liniger, H. & Prasuhn, V. (2010). Technisch-wissenschaftlicher Bericht zur Erosionsrisikokarte der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Schweiz im 2x2-Meter-Raster (ERK2). Liebefeld: Bundesamt für Landwirtschaft (BWL).
- Gnägi, C. & Labhart, T. P. (2017). *Geologie der Schweiz* (10. Auflage.). Bern: Ott.
- Julien, P. Y. (2010). *Erosion and Sedimentation* (2. Auflage). Cambridge; New York: Cambridge University Press.
- Kirkby, M. J., Irvine, B. J., Jones, R. J. A. & Govers, G. (2008). The PESERA coarse scale erosion model for Europe – Model rationale and implementation. *European Journal of Soil Science*, 59(6), S. 1293–1306. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01072.x>.
- Kervroëdan, L., Armand, R., Saunier, M. & Faucon, M. P. (2019). Effects of plant traits and their divergence on runoff and sediment retention in herbaceous vegetation. *Plant and Soil*, 441(1), S. 511–524. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04142-6>.
- Kokutse, N. K., Temgoua, A. G. T. & Kavazović, Z. (2016). Slope stability and vegetation: Conceptual and numerical investigation of mechanical effects. *Ecological Engineering*, 86, S. 146–153. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.11.005>.
- Konz, N., Baenninger, D., Konz, M., Nearing, M. & Alewell, C. (2010). Process identification of soil erosion in steep mountain regions. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14 (4), S. 675–686. <https://doi.org/10.5194/hess-14-675-2010>.
- Konz, N. H. (2010). Quantification of soil erosion in the alps – Measurement and modelling. Inauguraldissertation. Basel: Philosophisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Basel.

- LfU, Bayrisches Bundesamt für Umwelt. (2016). Entwicklung eines methodischen Ansatzes zur Kopplung hochaufgelöster Klima- und Erosionsmodelle und exemplarische Anwendung: KLIWA Forschungsvorhaben Nr. 3.4.1 und 3.4.2 „Bodenabtrag durch Wassererosion in Folge von Klimaveränderungen“ im Rahmen des Kooperationsvorhabens KLIWA - Klimaveränderungen und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft.
- Louwagie, G. & Bojnec, S. (2009). Addressing soil degradation in EU agriculture: relevant process, practices and policies; report on the project „Sustainable agriculture and soil conservation (SoCo)“. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- Mao, Z., Saint-André, L., Genet, M., Mine, F. X., Jourdan, C., Rey, H., Courbaud, B., Stokes, A. (2012). Engineering ecological protection against landslides in diverse mountain forests: Choosing cohesion models. *Ecological Engineering*, 45, S.55–69. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.03.026>.
- Mayer, R. & Erschbamer, B. (2017). Long-term effects of grazing on subalpine and alpine grasslands in the Central Alps, Austria. *Basic and Applied Ecology*, 24, S. 9–18. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.07.005>.
- McCool, D. K., Brown, L. C., Foster, G. R., Mutchler, C. K. & Meyer, L. D. (1987). Revised slope steepness factor for the universal soil loss equation. *Transactions of the ASAE - American Society of Agricultural Engineers (USA)*. ISSN: 0001-2351.
- Merritt, W. S., Letcher, R. A. & Jakeman, A. J. (2003). A review of erosion and sediment transport models (The Modelling of Hydrologic Systems). *Environmental Modelling & Software*, 18(8), S. 761–799. [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(03\)00078-1](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(03)00078-1).
- MeteoSchweiz, Bundesamt für Meteorologie und Klima, BAFU, Bundesamt für Umwelt. & EUA, Europäische Umweltagentur (2020). Bodenstationsdaten - MeteoSchweiz. MeteoSchweiz. Wetterdaten. Abgerufen am 26.3.2020 von <https://www.meteoschweiz.admin.ch>.
- Meusburger, Dr. K. & Alewell, Prof. Dr. C. (2014). Soil Erosion in the Alps. Experience gained from case studies (2006–2013). *Environmental studies*, 1408, S. 116). Bern: Bundesamt für Umwelt.
- Meusburger, K. (2010). Soil erosion in the Alps: causes and risk assessment. Dissertation Naturwissenschaftliche Universität Basel. doi:10.5451/unibas-005390377.
- Meusburger, K. & Alewell, C. (2008). Impacts of anthropogenic and environmental factors on the occurrence of shallow landslides in an alpine catchment (Urseren Valley, Switzerland). *Natural Hazards Earth System Sciences*, 8, S.509–520. <https://doi.org/10.5194/nhess-8-509-2008>.
- Meusburger, K., Leitinger, G., Mabit, L., Müller, M. & Alewell, C. (2013). Impact of snow gliding on soil redistribution for a sub-alpine area in Switzerland. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 10, S. 9505–9531. <https://doi.org/10.5194/hessd-10-9505-2013>.
- Meusburger, K., Steel, A., Panagos, P., Montanarella, L. & Alewell, C. (2012). Spatial and temporal variability of rainfall erosivity factor for Switzerland. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(1), S. 167–177. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.936.2377>.
- Montrasio, L. & Valentino, R. (2008). A model for triggering mechanisms of shallow landslides. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 8(5), S. 1149–1159. <https://doi.org/10.5194/nhess-8-1149-2008>.
- Morgan, R. P. C., Quinton, J. N., Smith, R. E., Govers, G., Poesen, J. W. A., Auerswald, K., Chisci, G., Torri, D., Styczen, M.E., Folly, A.J.V. (1998). The European Soil Erosion Model (EUROSEM): documentation and user guide Version 3.6. S. 124.
- National Geographic Society. (2018). Erosion. National Geographic Society. Abgerufen am 14.2.2020 von www.nationalgeographic.org/encyclopedia/erosion/.
- Naipal, V., Reick, C., Pongratz, J. & Van Oost, K. (2015). Improving the global applicability of the RUSLE model – adjustment of the topographical and rainfall erosivity factors. *Geoscientific Model Development*, 8(9), S. 2893–2913. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-2893-2015>.

- Nearing, M. A., Yin, S., Borrelli, P. & Polyakov, V. O. (2017). Rainfall erosivity: An historical review. *CATENA*, 157, S. 357–362. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.06.004>.
- Niedermann, S. (2019). Lebensraumkarte der Schweiz. *WSL-Magazin Diagonal*, S. 14–15.
- Nogler, S. (2012). Erosivität der Niederschläge im schweizerischen Mittelland. Masterarbeit. Bern: Philosophisch-naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Bern.
- OcCC/ProClim (Hrsg.). (2007). Klimaänderung und die Schweiz 2050- Erwartete Auswirkungen auf Umwelt, Gesellschaft und Wirtschaft. Bern: OcCC / ProClim.
- Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., Montanarella, L., Alewell, C. (2015). The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science & Policy*, 54, S. 438–447. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.08.012>.
- Park, H. J., Lee, J. H. & Woo, I. (2013). Assessment of rainfall-induced shallow landslide susceptibility using a GIS-based probabilistic approach. *Engineering Geology*, 161, S. 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2013.04.011>.
- Pintaldi, E., D'Amico, M. E., Stanchi, S., Catoni, M., Freppaz, M. & Bonifacio, E. (2018). Humus forms affect soil susceptibility to water erosion in the Western Italian Alps. *Applied Soil Ecology*, 123, S. 478–483. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.04.007>.
- Pohl, M., Stroude, R., Buttler, A. & Rixen, C. (2011). Functional traits and root morphology of alpine plants. *Annals of Botany*, 108(3), S. 537–545. <https://doi.org/10.1093/aob/mcr169>.
- Pollen, N. & Simon, A. (2005). Estimating the mechanical effects of riparian vegetation on stream bank stability using a fiber bundle model. *Water Resources Research*, 41(7). <https://doi.org/10.1029/2004WR003801>.
- Prasuhn, V., Liniger, H., Gisler, S., Herweg, K., Candinas, A. & Clément, J. (2013). A high-resolution soil erosion risk map of Switzerland as strategic policy support system. *Land Use Policy*, 32, S. 281–291. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.11.006>.
- Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., McCool, D. K. & Yoder, D. C. (1997). Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE) (Agriculture Handbook). Washington, D. C: USDA.
- Salvisberg, M. (2019). Einsatz von Drohnen zur Beurteilung von Lebensräumen auf der Alp Muotselfas. Bachelorarbeit (unveröffentlicht). Wädenswil: Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften.
- Schäuble, H. (1999). Erosionsprognosen mit GIS und EDV - ein Vergleich verschiedener Bewertungskonzepte am Beispiel einer Gäulandschaft. Diplomarbeit. Tübingen: Geographischen Institut der Eberhard-Karls-Universität Tübingen.
- Schmidt, S., Alewell, C. & Meusburger, K. (2018a). Mapping spatio-temporal dynamics of the cover and management factor (C-factor) for grasslands in Switzerland. *Remote Sensing of Environment*, 211, S. 89–104. doi: 10.1016/j.rse.2018.04.008. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.04.008>.
- Schmidt, S., Alewell, C., Panagos, P. & Meusburger, K. (2016). Regionalization of monthly rainfall erosivity patterns in Switzerland. *Hydrology and Earth System Sciences*, 20(10), S. 4359–4373. <https://doi.org/10.5194/hess-20-4359-2016>.
- Schmidt, S., Alewell, C., Panagos, P. & Meusburger, K. (2018b). Saisonale und räumliche Variabilität der Niederschlagserosivität in der Schweiz. *BGS Bulletin*, 38, S. 37–46.
- Schmidt, S., Ballabio, C., Alewell, C., Panagos, P. & Meusburger, K. (2018c). Filling the European blank spot-Swiss soil erodibility assessment with topsoil samples. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 181(5), S. 737–748. <https://doi.org/10.1002/jpln.201800128>.
- Schmidt, S., Meusburger, K. & Alewell, C. (2019a). Monthly RUSLE soil erosion risk of Swiss grasslands (*Journal of Maps*), 15(2), S. 247–256. <https://doi.org/10.1080/17445647.2019.1585980>.

- Schmidt, S., Meusburger, K., Panagos, P. & Alewell, C. (2018d). Soil Erosion Risk Modelling in the Alps – ERKBerg as a Prototype of ERK2 for mountain zones III, IV and summering grazing zones IV.
- Schmidt, S., Tresch, S. & Meusburger, K. (2019b). Modification of the RUSLE slope length and steepness factor (LS-factor) based on rainfall experiments at steep alpine grasslands. *MethodsX*, 6, S. 219–229. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2019.01.004>.
- Schumann, W. (2016). Der große BLV Naturführer Steine- und Mineralien: das Standardwerk (10. überarbeitete Auflage, Neuausgabe). München: blv.
- Schwertmann, U., Vogl, W. & Kainz, M. (1987). Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen (2. Auflage). Stuttgart: Ulmer.
- Seibert, J. & McGlynn, B. L. (2007). A new triangular multiple flow direction algorithm for computing upslope areas from gridded digital elevation models. *Water Resources Research*, 43(4). <https://doi.org/10.1029/2006WR005128>
- Sidle, R. C. & Bogaard, T. A. (2016). Dynamic earth system and ecological controls of rainfall-initiated landslides. *Earth-Science Reviews*, 159, S. 275–291. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.05.013>.
- Stanchi, S., Freppaz, M., Godone, D. & Zanini, E. (2013). Assessing the susceptibility of alpine soils to erosion using soil physical and site indicators. *Soil Use and Management*, 29(4), S. 586–596. <https://doi.org/10.1111/sum.12063>.
- Swisstopo, Bundesamt für Landestopografie (2014a). SWISSIMAGE RGB.
- Swisstopo, Bundesamt für Landestopografie (2014b). SWISSIMAGE FCIR. Lizenznr.: 5701431698
- Swisstopo, Bundesamt für Landestopografie (2014c). SwissALTI3D.
- Swisstopo, Bundesamt für Landestopografie (2019a). Erosionsrisiko Acker quantitativ. map.geo.admin.ch. Abgerufen am 10.2.2020 von <https://map.geo.admin.ch>.
- Swisstopo, Bundesamt für Landestopografie (2019b). Erosionsrisiko Acker qualitativ. map.geo.admin.ch. Abgerufen am 10.2.2020 von <https://map.geo.admin.ch>.
- Swisstopo, Bundesamt für Landestopografie (2019c). Erosionsrisiko Dauergrünland Jan.- Dez. map. geo.admin.ch. Abgerufen am 10.2.2020 von <https://map.geo.admin.ch>.
- Swisstopo, Bundesamt für Landestopografie (2019d). SwissTLM3D Bodenbedeckung.
- Swisstopo, Bundesamt für Landestopografie & BAFU, Bundesamt für Umwelt (2017a). Flachmoore von nationaler Bedeutung. map. geo.admin.ch. Abgerufen am 26.05.2020 von <https://map.geo.admin.ch>.
- Swisstopo, Bundesamt für Landestopografie & BAFU, Bundesamt für Umwelt (2017b). Trockenwiesen und -weiden (TWW) von nationaler Bedeutung. map. geo.admin.ch. Abgerufen am 26.05.2020 von <https://map.geo.admin.ch>.
- Swisstopo, Bundesamt für Landestopografie; BAFU, Bundesamt für Umwelt & BFS, Bundesamt für Statistik (2020). Bodeneignungskarte der Schweiz. map. geo.admin.ch. Abgerufen am 26.05.2020 von <https://map.geo.admin.ch>.
- Swisstopo, Bundesamt für Landestopografie & sgtk, Rohstoffinformationssystem Schweiz Fachgruppe Geoinformatik (1976). Geotechnische Karte. map. geo.admin.ch. Abgerufen am 26.05.2020 von <https://map.geo.admin.ch>.
- Toy, T. J., Foster, G. R. & Renard, K. G. (2002). Soil erosion: processes, prediction, measurement, and control. New York: John Wiley & Sons.
- Vannoppen, W., Vanmaercke, M., De Baets, S. & Poesen, J. (2015). A review of the mechanical effects of plant roots on concentrated flow erosion rates. *Earth-Science Reviews*, 150, S. 666–678. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2015.08.011>.

- Vergani, C., Chiaradia, E. A. & Bischetti, G. B. (2012). Variability in the tensile resistance of roots in Alpine forest tree species. *Ecological Engineering*, 46, S. 43–56. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.04.036>.
- Verheijen, F. G. A., Jones, R. J. A., Rickson, R. J. & Smith, C. J. (2009). Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth-Science Reviews*, 94(1), S. 23–38. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2009.02.003>.
- Wischmeier, W. H. & Smith, D. D. (1978). Predicting rainfall erosion losses- A guide to conservation planning (Agriculture Handbook) (Band 282). Washington D.C.: United States Department of Agriculture (USDA).
- Wu, T. H., McKinnell III, W. P. & Swanston, D. N. (1979). Strength of tree roots and landslides on Prince of Wales Island, Alaska. *Canadian Geotechnical Journal*, 16(1), S. 19–33. <https://doi.org/10.1139/t79-003>.
- Wüthrich, F., Lüthi, M. & Meyer, J. (2010). *Lebenswelt Alpen: sehen - kennen - verstehen* (2. Auflage). Bern: SAC-Verlag.
- Yang, D., Kanae, S., Oki, T., Koike, T. & Musiake, K. (2003). Global potential soil erosion with reference to land use and climate changes. *Hydrological Processes*, 17(14), S. 2913–2928. <https://doi.org/10.1002/hyp.1441>.
- Yu, B., Zhu, Y. & Liu, Y. (2017). Topographical factor-based shallow landslide hazard assessment: a case of Dayi area of Guizhou Province in China. *Geoenvironmental Disasters*, 24(4). <https://doi.org/10.1186/s40677-017-0088-7>.
- Zevenbergen, L. W. & Thorne, C. R. (1987). Quantitative analysis of land surface topography. *Earth Surface Processes and Landforms*, 12(1), S. 47–56. <https://doi.org/10.1002/esp.3290120107>.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Erosionsrisikokarte der Schweiz für das Dauergrünland des Monats Juli mit einer Auflösung von 100 m. Rot markiert ist die Lage des Untersuchungsgebietes (Swisstopo, 2019c).	5
Abbildung 2 Schematische Darstellung der Interaktion zwischen Sedimentfracht, Transportkapazität, Ablösung und Deposition. Die Sedimentfracht nimmt zu, bis die Transportkapazität erreicht ist. Anschliessend setzt die Deposition ein, bis die Sedimentfracht der Transportkapazität entspricht (verändert von Toy et al., 2002).	7
Abbildung 3 A: Bodenoberfläche nach Starkniederschlag (Pravat & Ramkrishna, 2014), B: Flächenerosion (Meusburger et al., 2010), C: Rillenerosion (Jordán, 2014) D: Schluchtenerosion (DPIRD, 2020) E: Tunnelerosion (DPIRD, 2010), F: Strombankerosion (Department of Agriculture and Food, 2010), G: Flachgründige Rutschung (Meusburger et al., 2010).	15
Abbildung 4 Monatliche Karten des <i>R</i> -Faktor der Schweiz, welche die Grundlage der ERK2-Karte und der Erosionsrisikokarte des Dauergrünlandes der Schweiz bilden (Schmidt et al., 2016).	18
Abbildung 5 Karte des <i>K</i> -Faktor der Schweiz, welche die Grundlage der ERK2-Karte bildet (Bircher et al., 2019a).	19
Abbildung 6 Karte des <i>K</i> -Faktor der Schweiz, welche die Grundlage der Erosionsrisikokarte des Dauergrünlandes der Schweiz bildet (Bircher et al., 2019).	20
Abbildung 7 Karte <i>LS</i> -Faktor mit einer Auflösung von 2 m, welche Bestandteil der Erosionsrisikokarte des Dauergrünlandes der Schweiz ist (Schmidt et al. 2019b).	22
Abbildung 8 Räumliche-zeitliche Variation des <i>C</i> -Faktors des Graslandes der Schweiz als Produkt der Bodenverlustrate und gewichtet nach der Erosivität des Niederschlages. Grundlage der Modellierung des Erosionsrisikos des Grünlandes der Schweiz (Schmidt, Alewell & Meusburger, 2018).	24
Abbildung 9 Luftbild des Untersuchungsgebietes mit der politischen Gemeindegrenze von Scuol (hellorange Linie) und dem Untersuchungsgebiet bei Ardez (dunkelorange Linie). Als roter Punkt ist die Meteostation von Scuol eingezeichnet (verändert Google Earth, 2019; MeteoSchweiz, BAFU & EUA, 2020).	29
Abbildung 10 Workflow mit den wichtigsten Arbeitsschritten bei der Erstellung der Erosionshinweiskarte. Die dunkelblau umrandeten Arbeitsschritte wurden in SAGA GIS durchgeführt, die restlichen in ArcGIS Pro.	39
Abbildung 11 Prozentuale Verteilung und Fläche [ha] der <i>K</i> -Faktoren [$t\ ha\ h\ ha^{-1}\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$] über das Untersuchungsgebiet.	41
Abbildung 12 Geotechnische Karte (A), Gesteinsklassen aus geotechnischer Karte (B), Höhenstufenklassen (C), Geländekrümmung (D), Bodeneignungskarte (E) und modellierter <i>K</i> -Faktor (F).	41
Abbildung 13 Ausschnitt aus der <i>L</i> -Faktor Karte mit höheren <i>L</i> -Faktoren, die sich als «Fluss» in den dunklen Bereichen konzentrieren.	43
Abbildung 14 Ausschnitt aus der <i>S</i> -Faktor Karte mit hohen <i>S</i> -Faktoren in den Randbereichen und in den höheren Lagen.	44
Abbildung 15 Ausschnitt aus der Dichteberechnung der Vegetation in Prozent zeigt kleinräumige vegetationsarme Bereiche und eine mittlere Vegetationsdichte im Übergang von vegetationslosen zu vegetationsreichen Flächen.	44
Abbildung 16 A: Swissimage RGB, B: NDVI, C: Multispektrales Bild, D: Bildklassifikation mit deutlichen Fehlklassifikationen von Magerwiesen als Zwergsträucher sowie Klassifikation von Zwergsträuchern als Bäume.	46
Abbildung 17 Ausschnitte aus den Erosionsrisiko von Schmidt et al. (2019a) (A) und den Erosionshinweiskarten mit einer maximalen Fließweglänge von 100 m(B), einem L_{aplin} -Faktor von 1 (C) und unter Berücksichtigung des Rutschungsfaktor (D).	49

Abbildung 18	Prozentuale Verteilung der Bodenverlustrate der Erosionsrisikokarte des Dauagrünlandes (A) und der modellierten Bodenverlustrate der Erosionshinweiskarten mit einer maximalen Fließweglänge von 100 m (B), einem L_{alpin} -Faktor von 1 (C) und unter Berücksichtigung des Rutschungsfaktor (D).....	50
Abbildung 19	Abschliessende Erosionshinweiskarte mit der modellierten Bodenabtragungsrate unter Berücksichtigung des Rutschungsfaktor mit der Einteilung nach Schmidt et al. (2019a).....	51

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Bodenneubildungsrate in Tonnen pro Hektar und Jahr von alten und neuen Böden auf Silikatgestein (Alewell et al., 2015).	4
Tabelle 2 Übersicht über die Berechnungsgrundlagen des originalen RUSLE-Modells und den aktuellen Erosionsrisikokarten der Schweiz.	26
Tabelle 3 Die Auswahl der Erosionsfaktoren orientierte sich an dem bestehenden RUSLE-Modell. Zusätzlich wurde ein Faktor für flachgründige Rutschungen eingebunden.	30
Tabelle 4 Zuweisung der Geländeform nach Denoth (1997) aus den Krümmungsberechnungen entlang der Fall- und Höhenlinie. Die Einteilung der Geländeformen und der Geländecodes wurde von Egli et al. (2005, unveröffentlicht) übernommen.	32
Tabelle 5 Einteilung der Höhe in vier Kategorien zur Zuweisung der Bodentypen basierend auf den Höhenstufen.	32
Tabelle 6 Gesteinstypen des Untersuchungsperimeters gemäss geotechnischer Karte, geologischen Hintergrundinformationen (verändert von Geotechnische Karte, 1976) und Zuweisung von Gesteinskategorien gemäss Egli et al. (2005) mit Karbonatgestein (1), karbonathaltiges Gestein (2) und Silikatgestein (3).	33
Tabelle 7 K-Faktor der einzelnen Bodenarten gemäss DIN 19708 (V. Prasuhn, ART). Der dargestellte K-Faktor resultiert aus der deutschen Zuteilung und der Schweizer Bodenklassierung. Je kleiner der K-Wert, desto geringer ist die Erodibilität des Bodens und das Erosionsrisiko (verändert von Gisler et al. (2010).	34
Tabelle 8 Klassen zur Unterteilung des multispektralen Bildes des Untersuchungsperimeters.	37
Tabelle 9 Einteilung des Erosionsrisikos basierend auf der Einteilung nach Schmidt et al. (2019a).	38
Tabelle 10 Durchschnittlicher R-Faktor für die Monate Mai bis August als Summe aller erosiven Niederschlagsereignisse für das Untersuchungsgebiet und die Schweiz in den Monaten Mai bis August (verändert von Schmidt et al., 2016).	40
Tabelle 11 Statistische Auswertung des K-Faktors für das Untersuchungsgebiet und Vergleich mit dem K-Faktor für die Schweiz.	40
Tabelle 12 Statistische Auswertung des LS-Faktors des Untersuchungsgebietes (links) im Vergleich zu den Werten für das Grasland der Schweiz (rechts).	42
Tabelle 13 Zusammenfassung der statistischen Auswertung des L-Faktors und Vergleich mit dem L-Faktor für das Ackerland in Lyss.	42
Tabelle 14 Statistische Auswertung des S-Faktors für das Untersuchungsgebiet im Vergleich mit dem S-Faktor für Ackerland in der Region Lyss.	43
Tabelle 15 Statistische Auswertung des C-Faktor für das Untersuchungsgebiet im Vergleich zum C-Faktor für das Grasland der Schweiz.	45
Tabelle 16 Konfusionsmatrix der Klassifikation des multispektralen Datensatz und daraus resultierender Kappa-Übereinstimmungsindex und eine Gesamtgenauigkeit zwischen der klassifizierten Karte und dem multispektralen Datensatz.	46
Tabelle 17 Referenzwerte der Literatur zur durchschnittlichen Wurzelzugkraft und dem RAR-Wert der einzelnen Vegetationsklassen. Aus diesen wurde der wurzelverstärkende Effekt mit dem Senkrecht-Wurzelmodell berechnet und der Faktor für flachgründige Rutschungen abgeleitet (verändert Sidle & Bogaard, 2016; Bischetti et al., 2005; Mao et al., 2012; Pohl, Stroude, Buttler & Rixen, 2011 & De Baets et al., 2008).	47
Tabelle 18 Statistische Auswertung der modellierten Bodenabtragungsrate (Erosionsrisiko) für das Untersuchungsgebiet im Vergleich zu den Referenzdaten für den Untersuchungsperimeter. ...	48

Anhang

- Anhang A** Authentizitätserklärung Bachelorarbeit Anke Grings vom 30. August 2020. **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Anhang B** Beschreibung der verwendeten Geowerkzeugen und Vermerk auf Besonderheiten in der Datenverarbeitung. **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Anhang C** Zuweisung der Bodentypen unterhalb von 2100 msl in Abhängigkeit von der Bodeneignungsklasse, Geländeform nach Denoth (1997), Gesteinsklasse und Neigung und Zusammenfassung der Bodentypen mit gleichem K-Faktor (verändert von Egli et al., 2005). **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Anhang D** Zuweisung der Bodentypen unterhalb oberhalb 2100 msl in Abhängigkeit von Geländeform nach Denoth (1997), Gesteinsklasse und Neigung und Zusammenfassung der Bodentypen mit gleichem K-Faktor (verändert von Egli et al., 2005). **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Anhang E** Luftbild des Untersuchungsgebietes inklusive Sömmerungsperimeter (rosa) und landwirtschaftlicher Nutzfläche (violett) (Swisstopo, 2019; AGL, 2019). **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Anhang F** Verteilung des durchschnittlichen R-Faktor über das Untersuchungsgebietes der Monate Mai bis August mit Werten von 38–188 MJ mm h⁻¹ Monat⁻¹ (verändert von Schmidt et al., 2016). **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Anhang G** Statistische Auswertung des durchschnittlichen R-Faktors der Monate Mai bis August für das Untersuchungsgebiet und zeigt eine Normalverteilung der Werte und nur vereinzelt Werte unterhalb von 56 MJ mm h⁻¹ Monat⁻¹ und oberhalb von 142 MJ mm h⁻¹ Monat⁻¹ vorhanden. Die grösste Fläche nimmt der R-Wert von 103.7 MJ mm h⁻¹ Monat⁻¹ ein. **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Anhang H** Modellierter K-Faktor des Untersuchungsgebietes und Höhenstufen (weiss) der Modellierung. **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Anhang I** LS-Faktor inklusive Waldflächen für das Untersuchungsgebiet klassiert nach dem Mittelwert und der STD, wobei der L-Faktor für den Waldperimeter als 1 angenommen wurde. **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Anhang J** S-Faktor inklusive Waldfläche des Untersuchungsgebiet berechnet aus der Hangneigung in Prozent und klassiert analog zum LS-Faktor. **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Anhang K** L-Faktor mit Wald für das Untersuchungsgebiet mit einer maximalen Abflusslänge von 100 m und einem L-Faktor von 1 für das Waldgebiet. **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Anhang L** Verteilung der Hangneigung [%] im Untersuchungsgebiet (oben) und daraus berechnete S-Faktor mit (Mitte) und ohne (unten) Waldgebiet. **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Anhang M** Statistische Auswertung des LS-Faktoren ohne (oben) und mit (unten) Waldflächen in ArcGIS Pro. **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Anhang N** L_{alpin} -Faktor ohne (oben) und mit (unten) Waldfläche für das Untersuchungsgebiet, mit einem L_{alpin} -Faktor von 1 für die Waldflächen. **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Anhang O** C-Faktor des Untersuchungsgebietes mit vegetationsreichen Flächen und niedrigem C-Faktoren (gelb) und vegetationsarmen Flächen und hohem C-Faktoren (rot). **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Anhang P** Bildklassifikation aus dem multispektralen Datensatz basierend auf manuell erfassten Trainingsgebieten. **Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Anhang Q** Berechneter wurzelverstärkender Effekt der Vegetation mit dem Senkrecht-Wurzelmodell und Zuweisung des Rutschungsfaktor basierend auf der Bildklassifikation. **Fehler! Textmarke nicht definiert.**

- Anhang R** Ausschnitt des Untersuchungsgebietes aus der Erosionsrisikokarte für das Grasland der Schweiz (2019a) mit der durchschnittlichen Bodenverlustrate [$\text{t ha}^{-1} \text{Monat}^{-1}$] für die Monate Mai bis August mit dem L_{alpin} -Faktor von 1 (verändert Schmidt et al., 2019a).....**Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Anhang S** Erosionshinweiskarte der durchschnittlichen Bodenverlustrate [$\text{t ha}^{-1} \text{Monat}^{-1}$] für die Monate Mai bis August mit einer maximalen Fliessweglänge von 100 m. Die Skalierung basiert auf der Einteilung nach Schmidt et al. (2019a).**Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Anhang T** Erosionshinweiskarte aus der Bodenverlustrate [$\text{t ha}^{-1} \text{Monat}^{-1}$] für die Monate Mai bis August mit dem L_{alpin} -Faktor von 1. Die Skalierung basiert auf der Einteilung nach Schmidt et al. (2019a).**Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Anhang U** Statistische Auswertung des Erosionsrisiko modelliert durch Schmidt et al. (2019) (oben), modellierte Bodenabtragungsrate mit einer maximalen Fliessweglänge 100 m (zweit oberstes), Bodenabtragungsrate mit einem L_{alpin} -Faktor von 1 (zweit unterstes) und Bodenabtragungsrate unter Berücksichtigung des Rutschungsfaktor.**Fehler! Textmarke nicht definiert.**
- Anhang V** Entwurf der Publikation «Identifikation von kleinräumigen Erosionsflächen im Sömmerungsgebiet durch Einbindung eines Rutschungsfaktor in das RUSLE-Modell» von Anke Grings (2020)..... 96

Anhang A Authentizitätserklärung Bachelorarbeit Anke Grings vom 30. August 2020.

Erklärung betreffend das selbstständige Verfassen einer Bachelorarbeit im Departement Life Sciences und Facility Management

Mit der Abgabe dieser Bachelorarbeit versichert der/die Studierende, dass er/sie die Arbeit selbständig und ohne fremde Hilfe verfasst hat.

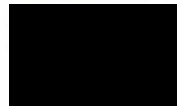
Der/die unterzeichnende Studierende erklärt, dass alle verwendeten Quellen (auch Internetseiten) im Text oder Anhang korrekt ausgewiesen sind, d.h. dass die Bachelorarbeit keine Plagiate enthält, also keine Teile, die teilweise oder vollständig aus einem fremden Text oder einer fremden Arbeit unter Vorgabe der eigenen Urheberschaft bzw. ohne Quellenangabe übernommen worden sind.

Bei Verfehlungen aller Art treten Paragraph 39 und Paragraph 40 der Rahmenprüfungsordnung für die Bachelor- und Masterstudiengänge an der Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften vom 29. Januar 2008 sowie die Bestimmungen der Disziplarmassnahmen der Hochschulordnung in Kraft.

Ort, Datum:

Schändi & Schürden, 30.08.2020

Unterschrift:



Anhang B Beschreibung der verwendeten Geowerkzeugen und Vermerk auf Besonderheiten in der Datenverarbeitung.

Datenvorbereitung

Tool	Vorgang	Bemerkung
<i>Durchführung in ArcGIS Pro Version 2.5.0</i>		
Mosaic to Raster	Zusammensetzen Teilkacheln Swiss-image RGB und FCIR	Arbeitsschritt für FCIR und RGB einzeln durchgeführt.
Transformation	All > CH1903+	Vereinheitlichung Koordinaten-system aller Daten
Line to Polygon	Umwandlung Gemeindegrenze Scuol in Polygon	Erstellung Polygon für Zuschneiden Dateien
Split Polygon	Manuelle Teilung Polygon	Splittung des Polygons entlang des Tasnan (Fluss; tiefster Punkt)
Select by Attribute	Selektion des Untersuchungsgebiet	Auswahl Untersuchungsgebiet oberhalb Ardez
Extract by Attribute	Zuschneiden SwissALTI ^{3D}	VALUE >=1600
Raster to Polygon	Umwandlung SwissALTI ^{3D} in Polygon	-
Intersect	Überlagerung Untersuchungsgebiet mit Polygon SwissALTI ^{3D}	Zuschneiden des Polygons auf über 1600 Msl
Edit Feature	Manuelles Ausschneiden Fettwiesen	Perimeter Untersuchungsgebiet
Clip Raster	Zuschneiden aller Datensätze auf Untersuchungsgebiet	Polygon Untersuchungsgebiet für Zuschneiden verwenden

Erosivität

Tool	Vorgang	Bemerkung
<i>Durchführung in ArcGIS Pro Version 2.5.0</i>		
Cell statistics	Durchschnitt Erosivität berechnen	Mai bis August Range: 38.1-188.0
Resample	Herunterskalieren Rasterzellengrösse	Snap Raster: Swisimage RGB Cellsize: 0.25 m

Erodibilität (Bodenmodellierung)

Tool	Vorgang	Bemerkung
<i>Durchführung in ArcGIS Pro Version 2.5.0</i>		
Resample	Hochskalieren SwissALTI ^{3D} 2 m auf 6 m	Snap Raster: Swisimage RGB
Curvature	Berechnung der Krümmung aus dem SwissALTI ^{3D}	Negativ: konvex Positiv: konkav Null: linear
- Profil (Falllinie) - Plan (Höhenlinie)		
Reclassify	Zuweisung der Geländeform aus der Krümmungsberechnung von Fall- und Höhenlinie	Konvex (1): -240; -0.2 Planar (10): -0.2; 0.2 Konkav (100): 0.2; 170
Map Algebra	Berechnung der Differenz aus den Geländeformklasse entlang Fall- und Höhenlinie	Werte zwischen -99 und 99.
Reclassify	Zuweisung der Geländeform und -code nach Denoth (1997)	GC90/50/10: 0 GC20: -90 GC30: -99 GC40: 90 GC60: -9 GC70: 99

		GC80: 9
Clip Raster	Verschnitt Nullwerte aus Differenzberechnung mit Geländeform entlang Höhenlinie	GC10: 0 & konkav GC50: 0 & planar GC90: 0 & konvex
Mosaic Raster	Zusammenführung aller Geländeformen (GC-Codes)	Snap Raster: SwissALTI ^{3D} (6m)
Reclassify	Reklassifizierung der Höhen aus dem SwissALTI ^{3D}	H100: 1600-2100 H200: 2100-2400 H300: 2400-2700 NoData: >2700
Slope	Berechnung Neigung in Grad	
Reclassify	Erstellung diverser Neigungsklasse für Bodenmodellierung	Diverse Neigungsklassen für Zuweisung K-Faktor Siehe Anhang A & Anhang B
Creat Shape File	Manuelle Erfassung Gesteinstypen	Karbonatgestein: 1 Karbonathaltiges Gestein: 2 Silikatgestein: 3
Extract by Attributes	Selektion TWW und Flachmoor aus TLM Bodenbedeckung ^{3D}	-
Erase	Ausschneiden Flachmoore und TWW aus Gesteinstypen	TWW und Flachmoore Sonderstellung bei Modellierung
Merge	Zusammenfassung Polygone mit gleichem Gesteinstyp	-
Polygon to Raster	Umwandlung Polygon mit Gesteinstypen in Raster	Cellsize: 6 m Snap Raster: SwissALTI ^{3D} (6m)
Select by Attribute	Selektion Wald aus TLM Bodenbedeckung ^{3D}	-
Erase	Ausschneiden Waldfläche aus Polygon Untersuchungsgebiet	Maske: Untersuchungsgebiet ohne Wald
Clip Raster	Zuschneiden Geotechnische Karte auf Untersuchungsgebiet ohne Wald	Verwendung Maske «Untersuchungsgebiet ohne Wald»
Clip Raster	Aufteilung Geotechnische Karte u. Bodeneignungskarte bei 2100 Msl	Grundlage für Zuteilung der Bodentypen und Körnungen
Clip Raster	Ausschneiden Geotechnische Karte im Waldbereich	Perimeter für Zuteilung Waldböden
Map Algebra	<p><i>Diverse Einzelabfragen für die Zuteilung der Bodentypen und Körnungen gemäss Anhang A und Anhang B.</i></p> <p>Grundabfrage unterhalb 2100 Msl: Con((GridCode= x) & (Gesteinsklasse= y) & (Neigungsklasse=z) & (Geländecode=a), K-Faktor,-9999)</p> <p>Grundabfrage oberhalb 2100 Msl: Con((Gesteinsklasse= x) & (Höhenstufenklasse= y) & (Neigungsklasse=z) & (Geländecode=a), K-Faktor,-9999)</p> <p>Zusätzliche Zuweisung K-Faktor Wald, TWW und Moore.</p>	

Mosaic Raster	Zusammenführung aller Einzelabfragen	Erstellen Erodibilitätskarte
Resample	Herunterskalieren Raster	Snap Raster: Swissimage RGB Cellsize: 0.25 m

Topografiefaktor

Tool	Vorgang	Bemerkung
<i>Durchführung in SAGA GIS Version 7.6.2</i>		
Sink Removal	Auffüllen von virtuellen Senken	DEM: SwissALTI ^{3D} ohne Wald Preprocessed DEM: creat Threshold: 0.5 m
Flow path length	Berechnung Abflusslänge (L)	DEM: SwissALTI ^{3D} ohne Wald, Senken aufgefüllt Flow Routing Algorithm: Multiple Flow Direction (FD8)
Grid Calculator	Erstellung Threshold Grid	$A_{\text{alpine}} = \text{ifelse}(L > 100 \text{ m}, 100 \text{ m}, L)$
Flow Accumulation (Top-Down)	Berechnung Akkumulation Oberflächenabfluss (A_{alpine})	Elevation: SwissALTI ^{3D} Method: MTFD Flow Accumulation Unit: cell area Linear Flow Threshold Grid: Threshold Grid Thresholded Linear Flow: 50 cells
Slope, Aspect, Curvature	Hangneigung in Prozent und Grad, Exposition in Grad	Grundlage SwissALTI ^{3D} mit gefüllten Senken
Grid Calculator	Berechnung β -Wert	$\beta = \frac{\left(\frac{\sin \theta}{0.0896}\right)}{[3.0 \cdot (\sin \theta)^{0.8} + 0.56]}$ θ : Hangneigung in Grad
Grid Calculator	Berechnung m-Wert	$m = \frac{\beta}{1 + \beta}$
Grid Calculator	Berechnung L_{alpine} -Faktor	$L_{\text{alpine } i,j} = \frac{(A_{\text{alpine } i,j-\text{in}} + D^2)^{m+1} - A_{\text{alpine } i,j-\text{in}}^{m+1}}{D^{m+2} \cdot X_{i,j}^m \cdot 22.13^m}$ D: Rasterzellengrösse in Metern $X_{i,j}$: $\sin(a_{i,j}) + \cos(a_{i,j})$; Ausrichtung Grad
<i>Anmerkung: Die das Potenzieren von negativen Rasterwerten ist nicht möglich, daher wurden ein Zwischenschritt eingebaut. Die negativen Sinuswerte aus der Hangneigung und die X-Werte wurden mit «Extract by Attributes» selektiert, der Betrag berechnet und anschliessend potenziert. Anschliessend wurden sie wieder in negative Werte umgewandelt und mit den potenzierten positiven Sinus-Werten zusammengeführt (Mosaicking). Dieser Prozess wurde für $\sin(\theta)^{0.8}$ und X^m durchgeführt.</i>		
Achtung! Bei der Verwendung des Grid Calculators sind für jeden Rechenschritt die NoData-Werte in den Einstellungen des Rasters zu kontrollieren und gegebenenfalls anzupassen. Ansonsten können diese zu Fehler bei der Datenauswertung führen.		
Grid Calculator	Berechnung S-Faktor Hangneigung in Prozent	aus $S = 0.0005s^2 + 0.7956s - 0.4418$ Berechnung für SwissALTI ^{3D} mit und ohne Waldperimeter
Grid Calculator	Berechnung LS-Faktor	$LS = L_{\text{alpine}} \cdot S$
Mosaicking	Zusammenführung LS-Faktor mit S-Faktor	Zuweisung S-Faktor für Waldperimeter, Annahme $L=1$

		Overlapping Areas: Last
Export GeoTIFF	Export Grid als TIFF	Export S-Faktor, L-Faktor, LS-Faktor
Raster calculator	Elimination Ausreisser	LS-faktor=ifelse (LS-Faktor< 0.1,0.1, LS-Faktor)
Resample	Herunterskalieren Raster	Output Cell Size 0.25 Snap Raster: Swissimage RGB

Bodenbedeckungsfaktor (C-Faktor)

Tool	Vorgang	Bemerkung
<i>Durchführung in ArcGIS Pro Version 2.5.0</i>		
Raster Calculator	Berechnung NDVI	$NDVI = (NIR-Red)/(NIR+Red)$
Reclassify	Reklassifizierung Vegetation/ Nicht-Vegetation	Grenzwert NDVI: 0.15
Focal Statistics	Berechnung Vegetationsdichte (FCV) für 1m ² um umliegende Kachel	Neighborhood: Rectangle Width/ Height: 1 m Unit type: map Statistic type: mean
Map Algebra	Berechnung der «Bodenverlustrate» (SLR)	$SRL = e^{-0.048 \cdot FCV}$ SRL entspricht C-Faktor

Flachgründige Rutschungen

Tool	Vorgang	Bemerkung
<i>Durchführung in ArcGIS Pro Version 2.5.0</i>		
Export Raster	Exportieren der einzelnen Spektralbereiche	Anwendung auf Swissimage RGB und Swissimage FCIR
Composite	Layerstapel aus RGB green, RGB red, RGB blue, FCIR NIR, FCIR Red, FCIR Green und NDVI	Grundlage für Bildklassifikation Bildung Multispektralbild
Mean Shift Segmentation	Bildung von Superpixeln	Spektraldetail: 20 Räumliches Detail: 20 Min. Segmentgrösse: 4
Training Sample Manager	Manuelle Erfassung Trainingsgebiete, bei Bedarf anpassen	Mind. 80 Samples pro Klasse
Preview Classify Classify	SVM-Klassifikator verwenden	Wiederholung Klassifikation bis zufriedenstellendes Ergebnis
Accuracy Assesment	Bestimmung Genauigkeit Klassifikation	Random Points: 500 Sampling Strategy: Equalized Stratified Random
Merge	Zusammenführen von Klassen	Wurde nicht ausgeführt
Assign	Manuelle Korrektur von Falschklassen	Wurde aufgrund der Gebietsgrösse ausgelassen
Reclassify	Zuweisung Wurzelverstärkungsfaktor	Gräser: 0.995 (Zwerg-)Sträucher: 0.998 Fichte, Lärche, Weisstanne: 0.00641 Offener Boden: 1 Schatten, Schnee, Wasser: NoData

Anhang C Zuweisung der Bodentypen unterhalb von 2100 msl in Abhängigkeit von der Bodeneignungsklasse, Geländeform nach Denoth (1997), Gesteinsklasse und Neigung und Zusammenfassung der Bodentypen mit gleichem K-Faktor (verändert von Egli et al., 2005).

Grid Code Bodeneignung	Gesteinsklasse	Neigung [°]	Geländecode nach Denoth (1997)	Bodentypen nach FAL	Körnungsklasse nach FAL	K-Faktor
191	2	0-27	60,90	Saure Braunerde	IS	0.018
191	2	0-27	10,20,30,40,50,70,80	Braunerde	L	0.025
191	3	0-45	alle	Braunerde, Regosol	L	0.025
191	2	27-45	alle	Regosol	L	0.025
191	3	>45	alle	Humus-Silikatgesteinsboden	uS	0.035
191	2	>45	alle	Humus-Mischgesteinsboden	L	0.025
192	2	<45	GC10,20,40	Fahlgley, Braunerde-Gley	L	0.025
192	3	<45	GC10,20,40	Fahlgley, Braunerde-Gley	IS	0.018
192	2	<45	30,50,60,70,80,90	Regosol	L	0.025
192	3	<45	30,50,60,70,80,90	Regosol	L	0.025
192	3	>45	alle	Humus-Silikatgesteinsboden	uS	0.035
192	2	>45	alle	Humus-Mischgesteinsboden	uS	0.025
194	3	-	20,40,90	Saure Braunerde, Buntgley	IS	0.018
194	3	-	10,30,50,60,70,80	Fahlgley, Braunerde-Gley	L	0.025
195	1,2	-	alle	Braunerde, Regosol, Braunerde-Gley	L	0.025
195	3	-	alle	Saure Braunerde, Buntgley, Regosol, Braunerde-Gley	IS	0.018
211	1,2	-	70,80	Karbonatgesteinsboden	sL	0.03
211	1,2	-	10,20,50,	Redzina	tL	0.02
211	1,2	-	30,40,60,90	Redzina	L	0.025
211	3	-	alle	Regosol	L	0.025
214	3	-	alle	Saure Braunerde, Fahlgley, Braunerde-Gley	iS	0.018
215	1	-	10,20,50	Humus-Karbonatgesteinsboden	L	0.025
215	1	-	30,40,60,70,80,90	Humus-Karbonatgesteinsboden, Karbonatgesteinsboden	sL	0.030
215	3	-	-	Regosol	L	0.025

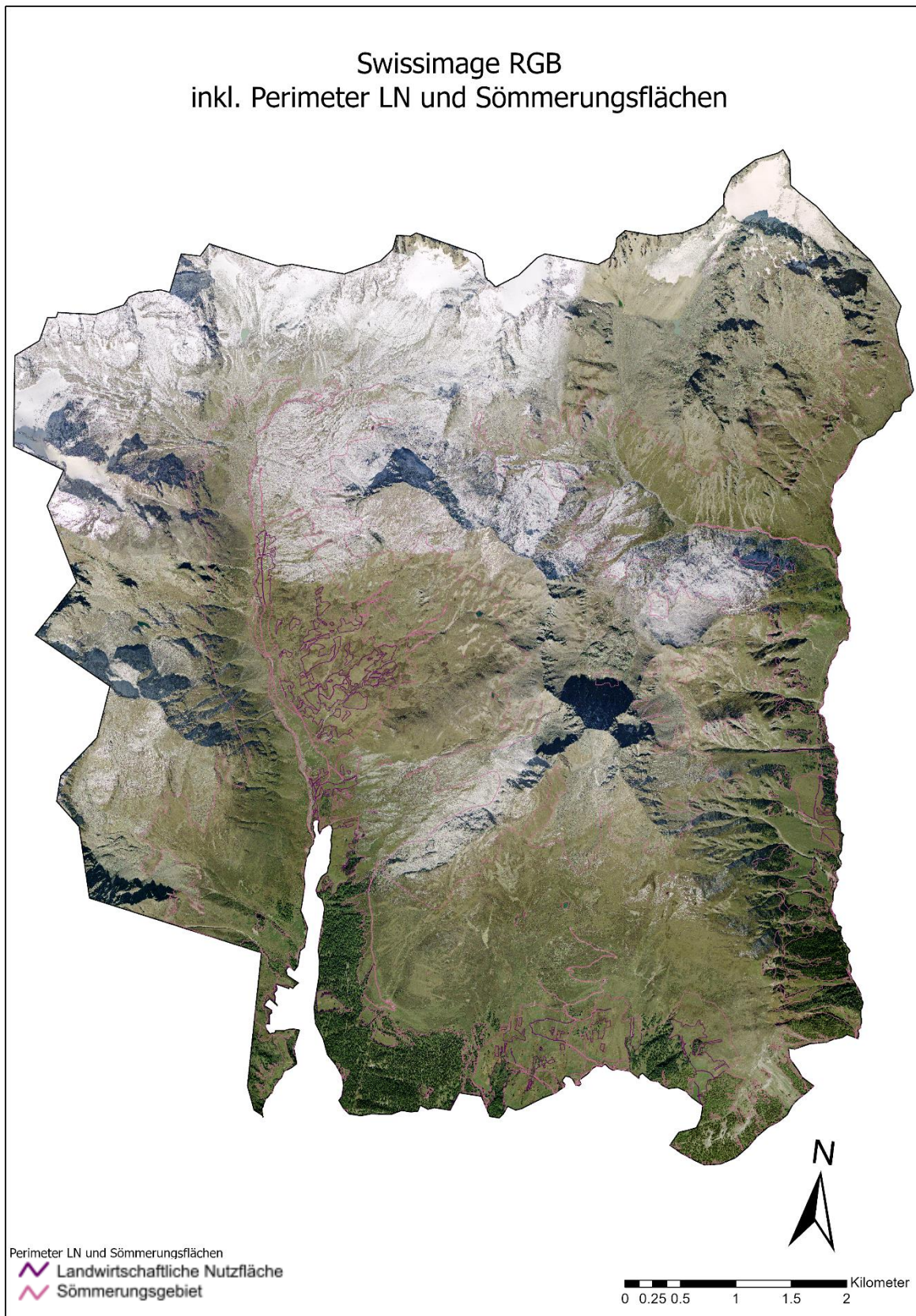
221	3	<45	-	Eisenpodsol, Braunpodsol, Saure Braunerde	IS	0.018
221	3	>45	-	Humus-Silikatgesteinsboden, Silikatgesteinsboden	uS	0.035
224	3	<35	-	Eisenpodsol, Braunpodsol, Saure Braunerde	IS	0.018
224	3	>35	-	Regosol	L	0.025
225	3	<27	30,50,60,80,90	Saure Braunerde	IS	0.018
225	3	<35	10,20,40,70	Regosol	L	0.025
225	3	>35	10,20,40,70	Humus-Silikatgesteinsboden, Silikatgesteinsboden	uS	0.035
225	3	>27	30,50,60,80,90	Humus-Silikatgesteinsboden, Silikatgesteinsboden	uS	0.035
227	1,2	-	-	Regosol, Humus-Mischgesteinsboden	L	0.025
227,235	3	<35	-	Eisenpodsol, Braunpodsol, Saure Braunerde, Humuspodsol	IS	0.018
227,235	3	>35	-	Humus-Silikatgesteinsboden, Silikatgesteinsboden	uS	0.035
228	1,2		-	Regosol	L	0.025
228	3		30,50,60,80,90	Saure Braunerde	IS	0.018
228	3	<6	10,20,40,70	Buntgley	IS	0.018
228		>6	10,20,40,70	Humus-Silikatgesteinsboden	uS	0.035
198, 218, 234	-	-	-	-		NoData
TWW				Phaeozem	IS	0.018

Anhang D Zuweisung der Bodentypen unterhalb oberhalb 2100 msl in Abhängigkeit von Geländeform nach Denoth (1997), Gesteinsklasse und Neigung und Zusammenfassung der Bodentypen mit gleichem K-Faktor (verändert von Egli et al., 2005).

Nr. in Abfrage	Gesteinsklasse	Neigung [°]	Höhenstufen-klasse	Geländecode nach Denoth (1997)	Bodentyp	Körnungsklasse	K-Faktor
11	3	alle	>1200 Msl	alle	Podsole im Wald	IS	0.018
12	3	<36	H200	alle	Eisenpodsol, Braunpodsol	IS	0.018
13	3	36-43	H200	40,70	Humus-Silikatgesteinsboden		0.035
14	3	36-43	H200	10,20,30,50,60,80, 90	Saure Braunerde		0.018
15	3	43-54	H200	alle	Humus-Silikatgesteinsboden, Silikatgesteinsboden		0.035
21	3	<43	H300	10,50,90	Buntgley, Eisenpodsol, Braunpodsol, Saure Braunerde,		0.018
22	3	<18	H300	40,70	Saure Braunerde		0.018
23	3	18-50	H300	40,70	Humus-Silikatgesteinsboden		0.035
24	3	43-50	H300	10,50,90	Humus-Silikatgesteinsboden		0.035
25	3	<32	H300	30,60	Saure Braunerde		0.018
26	3	32-50	H300	30,60	Humus-Silikatgesteinsboden		0.035
27	3	<50	H300	20,80	Humus-Silikatgesteinsboden, Silikatgesteinsboden		0.035
31	2	<73	H200	GC10-90	Fahlgley, Braunerde, Regosol		0.025
32	2	73-87	H200	10,20,50	Humus-Karbonatgesteinsboden		0.025
33	2	73-87	H200	30,40,60,70,80	Humus-Karbonatgesteinsboden		0.035
34	2	87-119	H200	GC10-90	Karbonatgesteinsboden		0.030
41	2	<51%	H300	GC10-90	Braunerde, Kalkbraunerde, Regosol		0.025
42	2	51-73	H300	GC10,20,50	Humus-Karbonatgesteinsboden,	L	0.025
43	2	73-100	H300	GC10,20,50	Karbonatgesteinsboden	sL	0.030

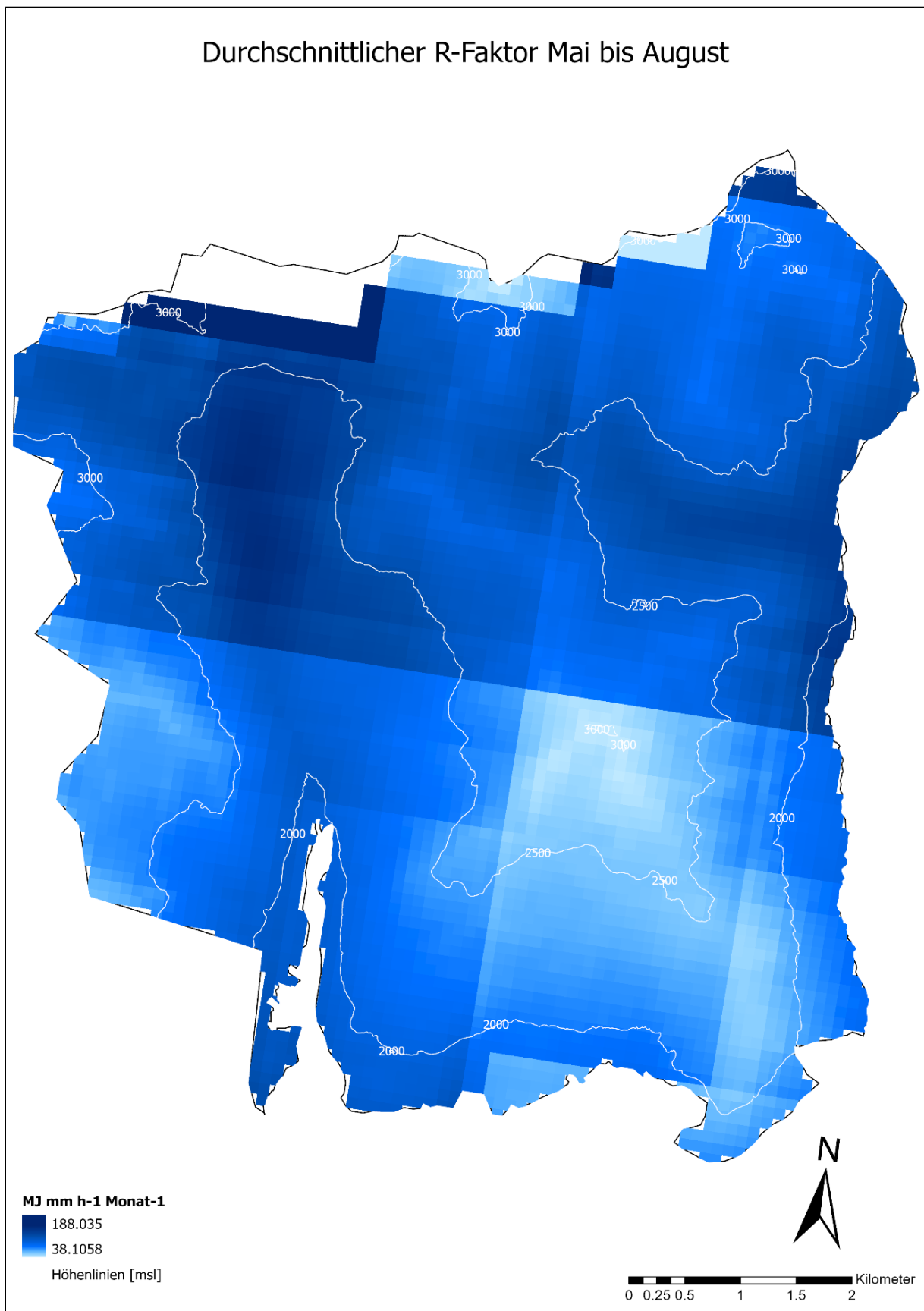
44	2	51-100	H300	30,40,60,70,80,90	Humus-Karbonatgesteinsboden, Karbonatgesteinsboden	sL	0.030
51	1	<68	H200	GC10,20,50	Redzina	tL	0.020
52	1	<68	H200	GC60,90	Redzina	L	0.025
53	1	<68	H200	30,80	Humus-Karbonatgesteinsboden,	sL	0.030
54	1	68-119	H200	GC10-90	Karbonatgesteinsboden	sL	0.035
55	1	<119	H200	GC40,70	Karbonatgesteinsboden	sL	0.035
61	1	<51	H300	GC10,20,50	Redzina	tL	0.020
62	1	<51	H300	GC60,90	Redzina	L	0.025
63	1	<63	H300	30,80	Humus-Karbonatgesteinsboden	sL	0.030
64	1	51-100	H300	10,20,50,60,90	Karbonatgesteinsboden	sL	0.035
65	1	63-100	H300	30,80	Karbonatgesteinsboden	sL	0.035
66	1	<100	H300	40,70	Karbonatgesteinsboden	sL	0.035

Anhang E Luftbild des Untersuchungsgebietes inklusive Sömmerungsperimeter (rosa) und landwirtschaftlicher Nutzfläche (violett)
(Swisstopo, 2019; AGL, 2019).



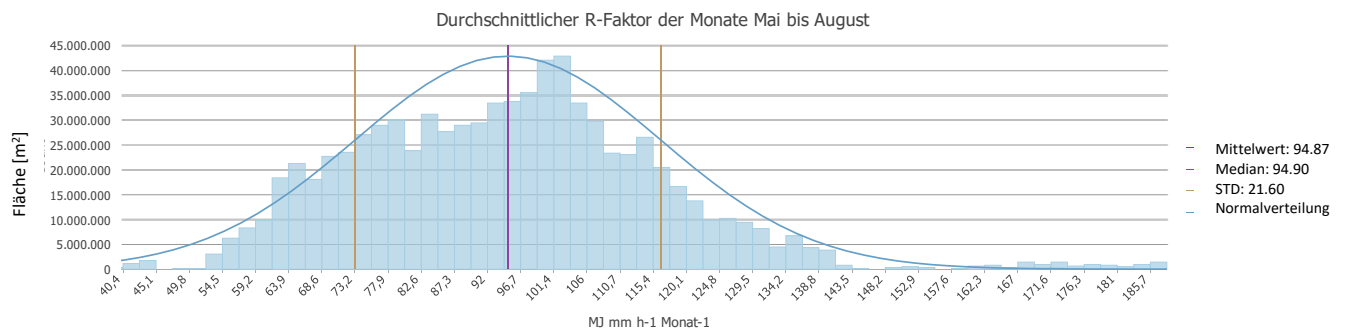
Datengrundlage: Swisstopo (2019), AGL (2019); Autor: Anke Grings, ZHAW Wädenswil; CH1903+; 13.08.2020

Anhang F Verteilung des durchschnittlichen R-Faktor über das Untersuchungsgebietes der Monate Mai bis August mit Werten von 38–188 MJ mm h⁻¹ Monat⁻¹ (verändert von Schmidt et al., 2016).

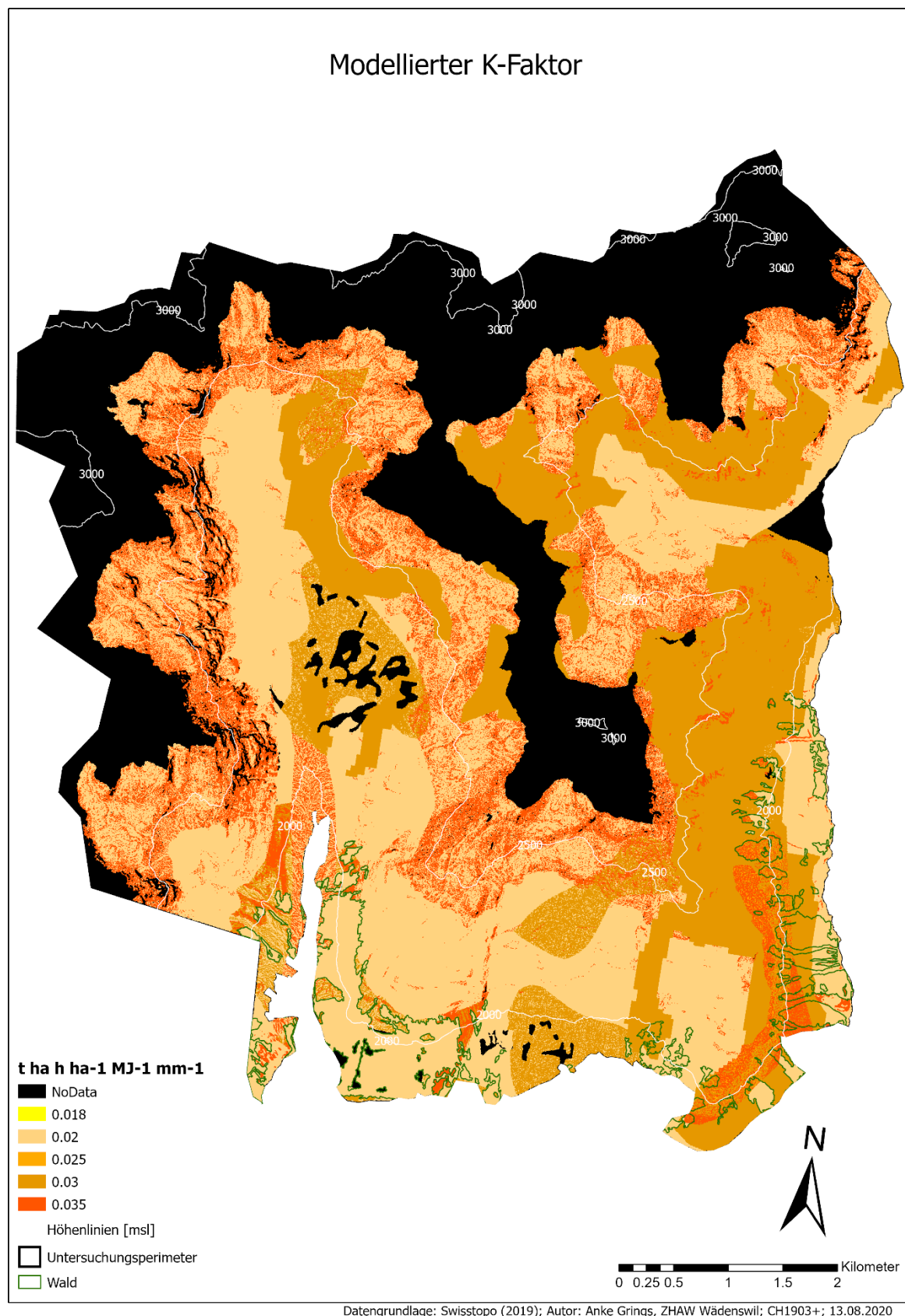


Datengrundlage: Schmidt et al. (2016); Autor: Anke Grings, ZHAW Wädenswil; CH1903+; 25.07.2020

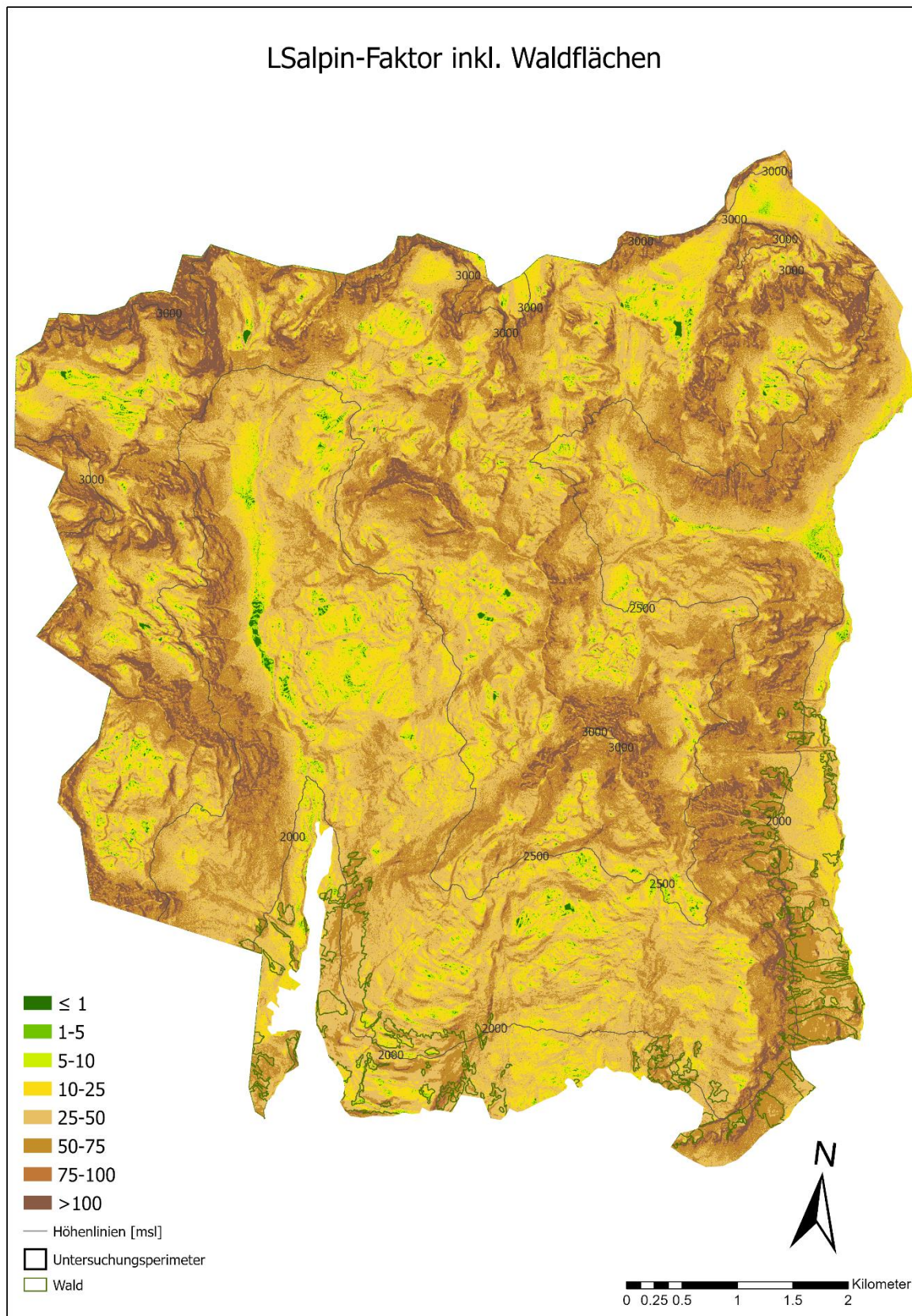
Anhang G Statistische Auswertung des durchschnittlichen R-Faktors der Monate Mai bis August für das Untersuchungsgebiet und zeigt eine Normalverteilung der Werte und nur vereinzelt Werte unterhalb von $56 \text{ MJ mm h}^{-1} \text{ Monat}^{-1}$ und oberhalb von $142 \text{ MJ mm h}^{-1} \text{ Monat}^{-1}$ vorhanden. Die grösste Fläche nimmt der R-Wert von $103.7 \text{ MJ mm h}^{-1} \text{ Monat}^{-1}$ ein.



Anhang H Modellierter K-Faktor des Untersuchungsgebietes und Höhenstufen (weiss) der Modellierung.

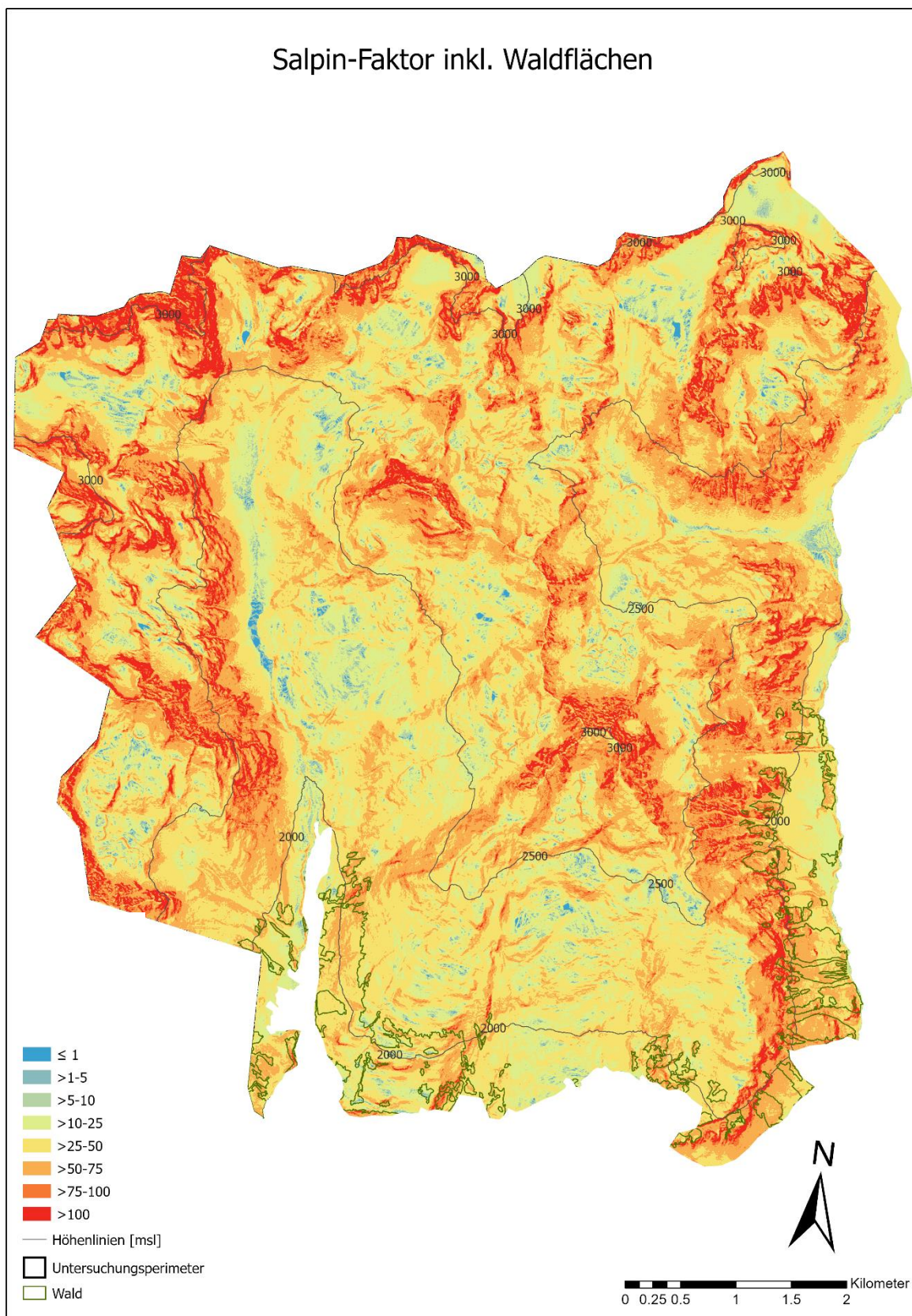


Anhang I LS-Faktor inklusive Waldflächen für das Untersuchungsgebiet klassiert nach dem Mittelwert und der STD, wobei der L-Faktor für den Waldperimeter als 1 angenommen wurde.

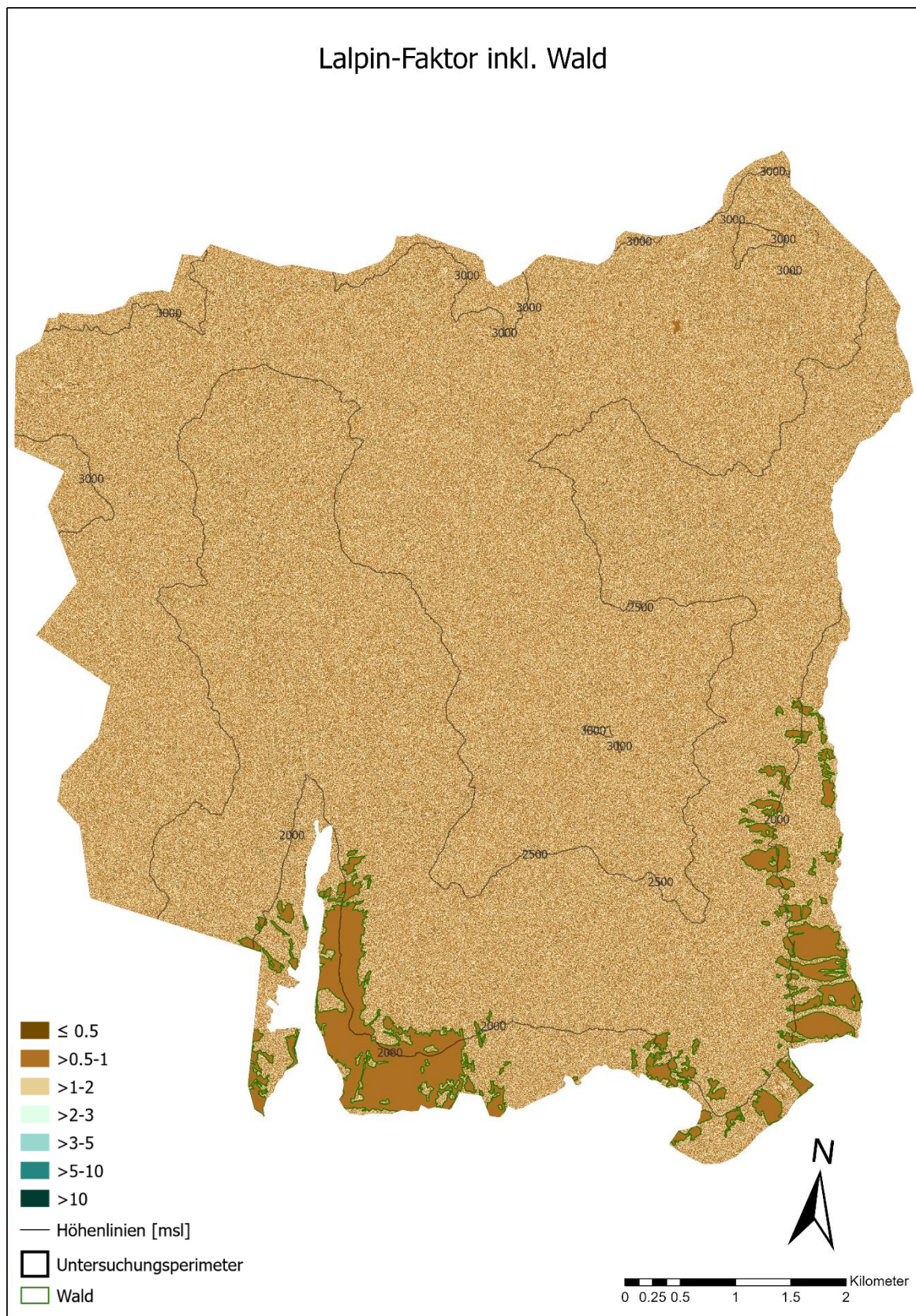


Datengrundlage: Swisstopo (2019); Autor: Anke Grings, ZHAW Wädenswil; CH1903+; 13.08.2020

Anhang J S-Faktor inklusive Waldfläche des Untersuchungsgebiet berechnet aus der Hangneigung in Prozent und klassiert analog zum LS-Faktor.

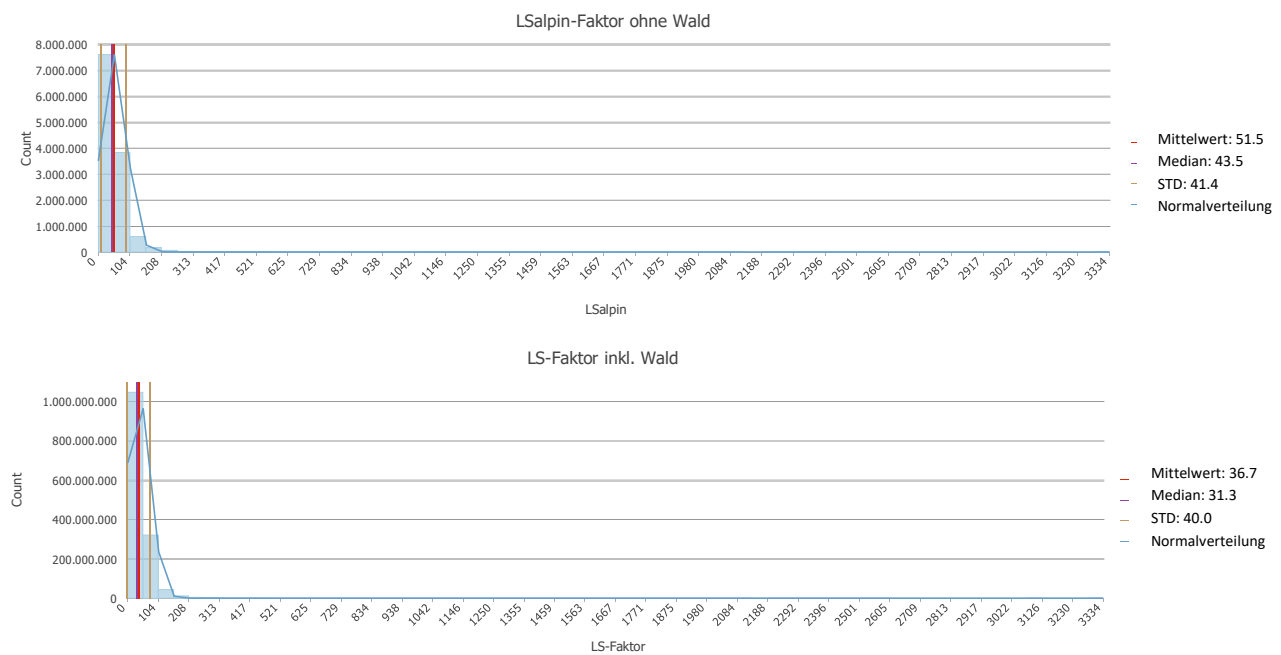


Anhang K L-Faktor mit Wald für das Untersuchungsgebiet mit einer maximalen Abflusslänge von 100 m und einem L-Faktor von 1 für das Waldgebiet.

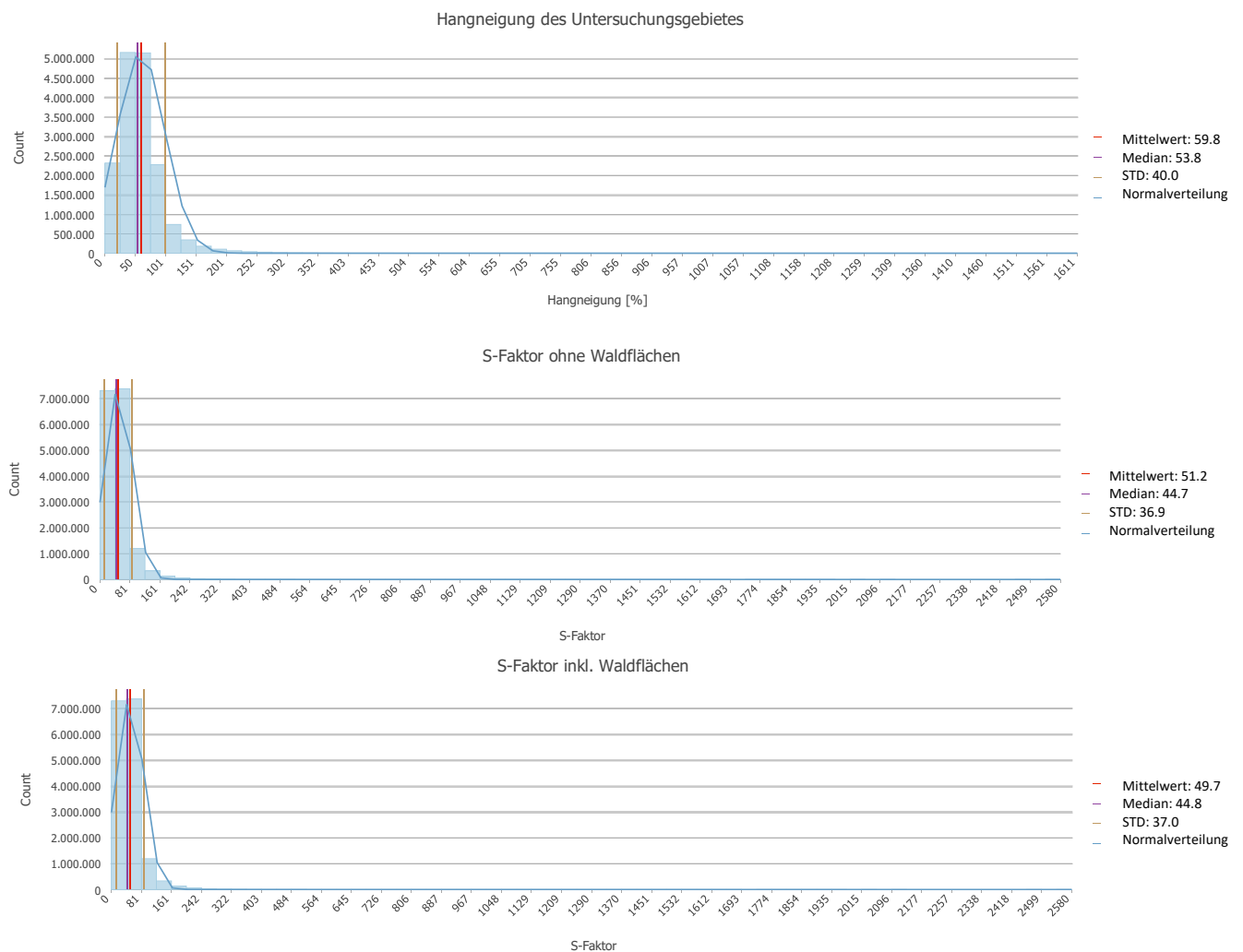


Datengrundlage: Swisstopo (2019); Autor: Anke Grings, ZHAW Wädenswil; CH1903+; 13.08.2020

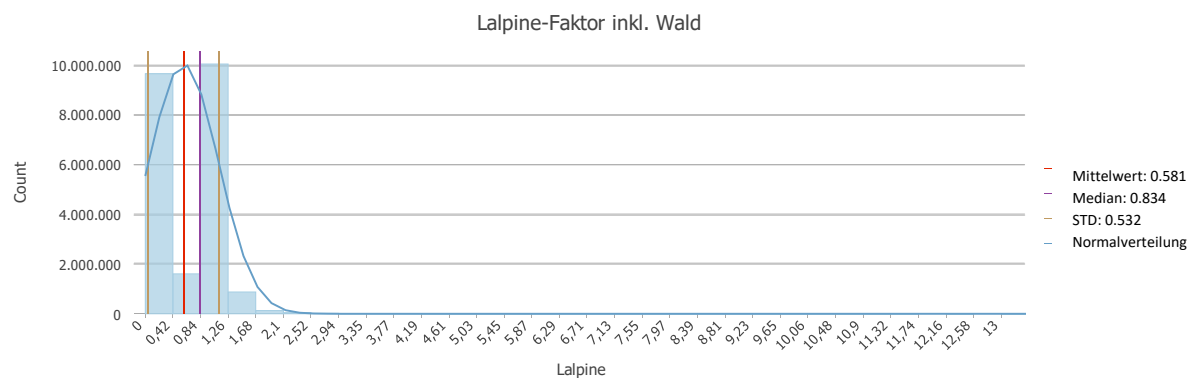
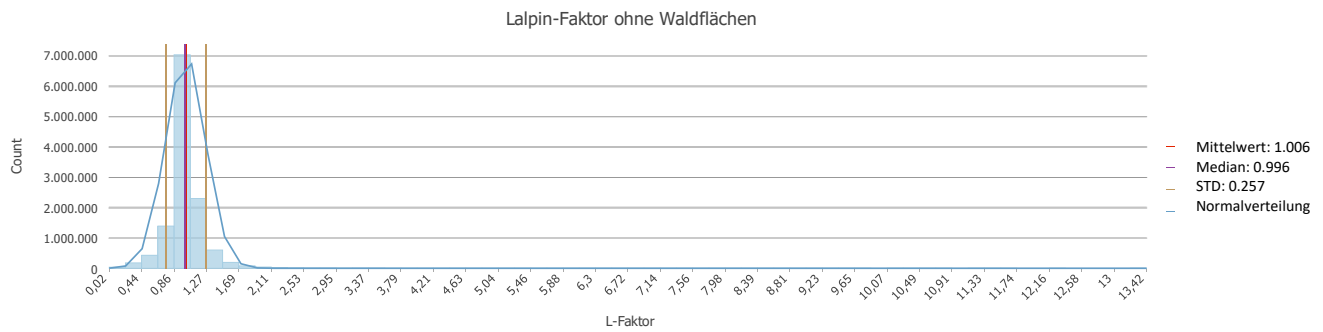
Anhang M Statistische Auswertung des LS-Faktoren ohne (oben) und mit (unten) Waldflächen in ArcGIS Pro.



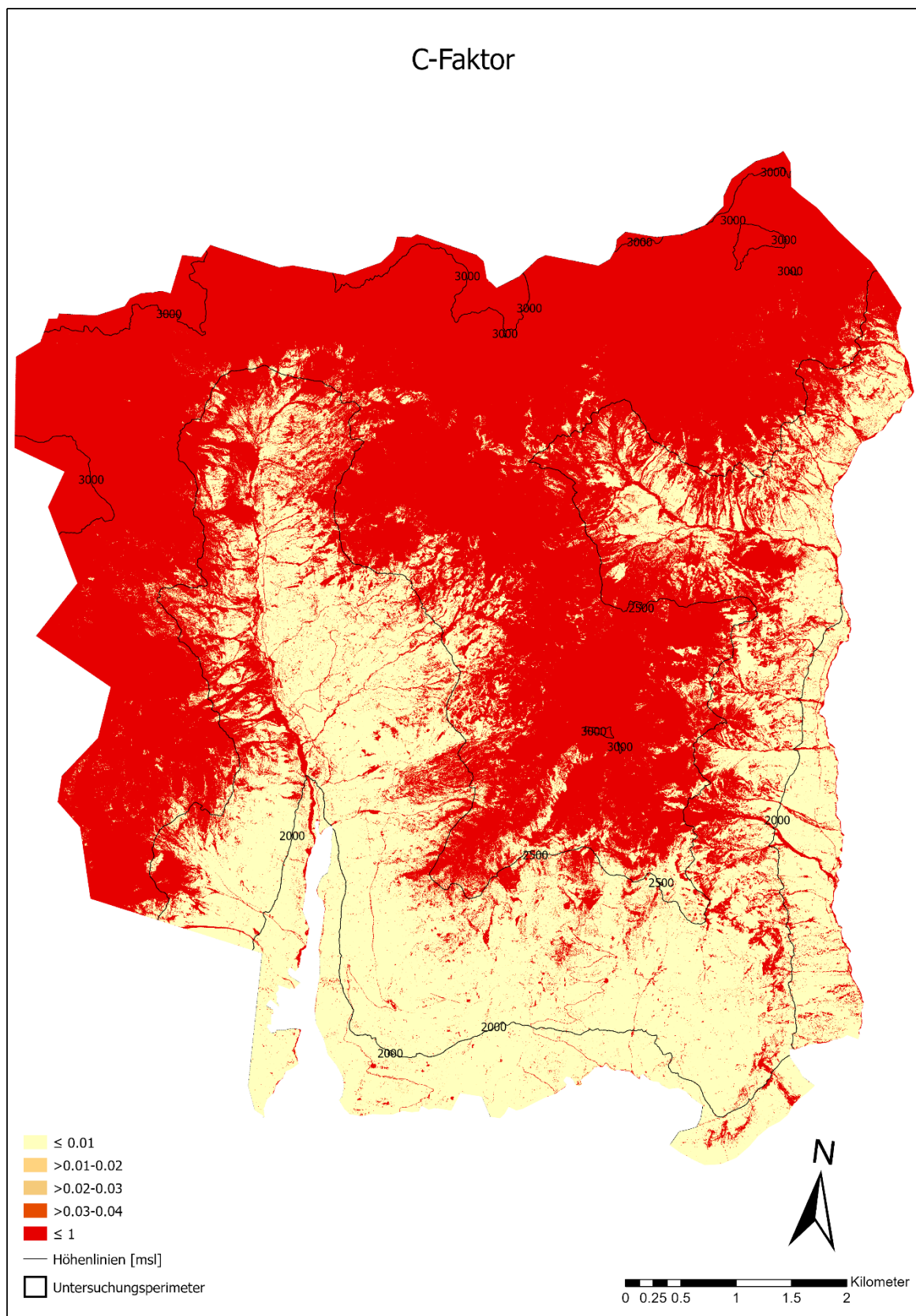
Anhang L Verteilung der Hangneigung [%] im Untersuchungsgebiet (oben) und daraus berechnete S-Faktor mit (Mitte) und ohne (unten) Waldgebiet.



Anhang N L_{alpin} -Faktor ohne (oben) und mit (unten) Waldfläche für das Untersuchungsgebiet, mit einem L_{alpin} -Faktor von 1 für die Waldflächen.

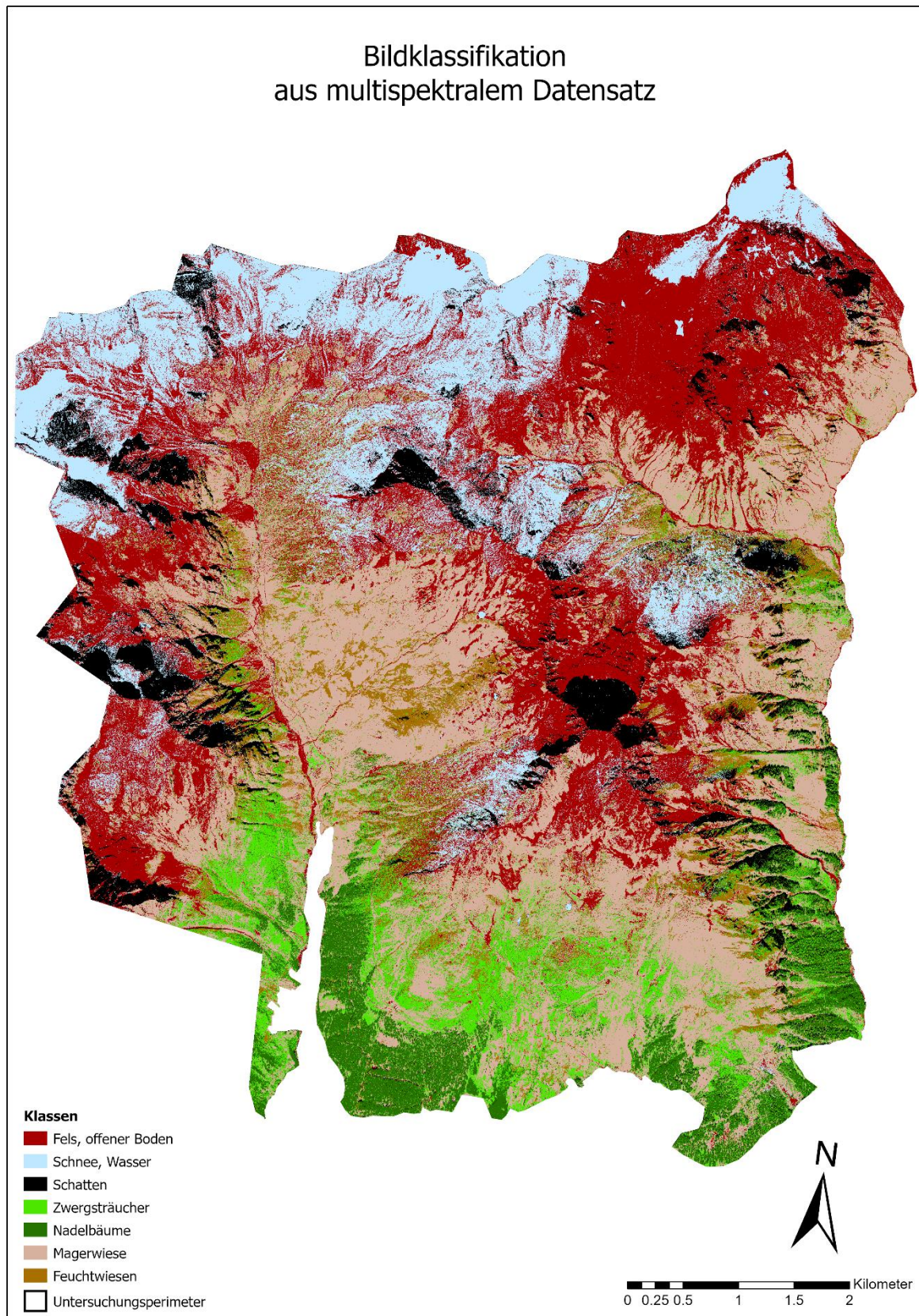


Anhang O C-Faktor des Untersuchungsgebietes mit vegetationsreichen Flächen und niedrigem C-Faktoren (gelb) und vegetationsarmen Flächen und hohem C-Faktoren (rot).



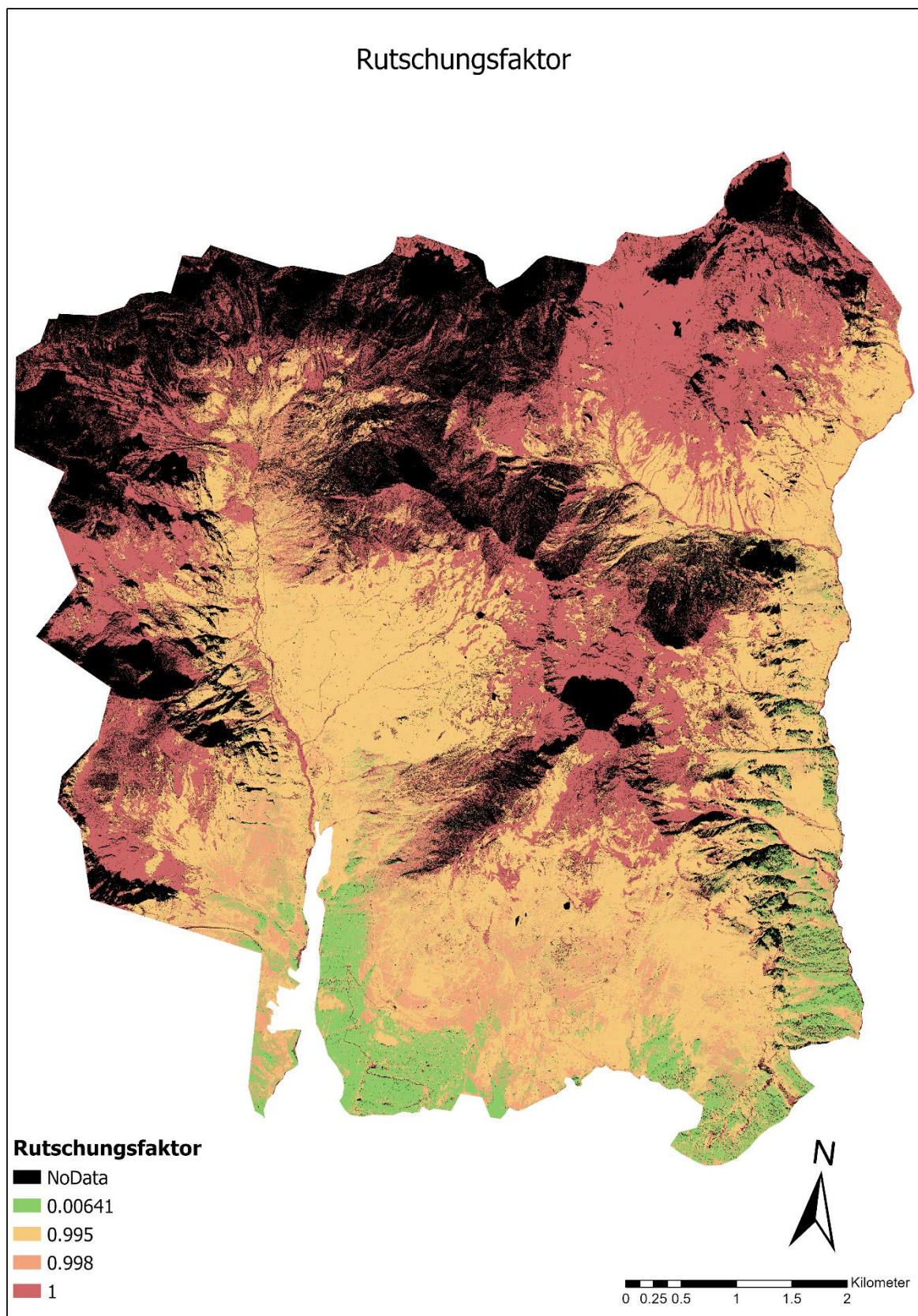
Datengrundlage: Swisstopo (2019); Autor: Anke Grings, ZHAW Wädenswil; CH1903+; 13.08.2020

Anhang P Bildklassifikation aus dem multispektralen Datensatz basierend auf manuell erfassten Trainingsgebieten.



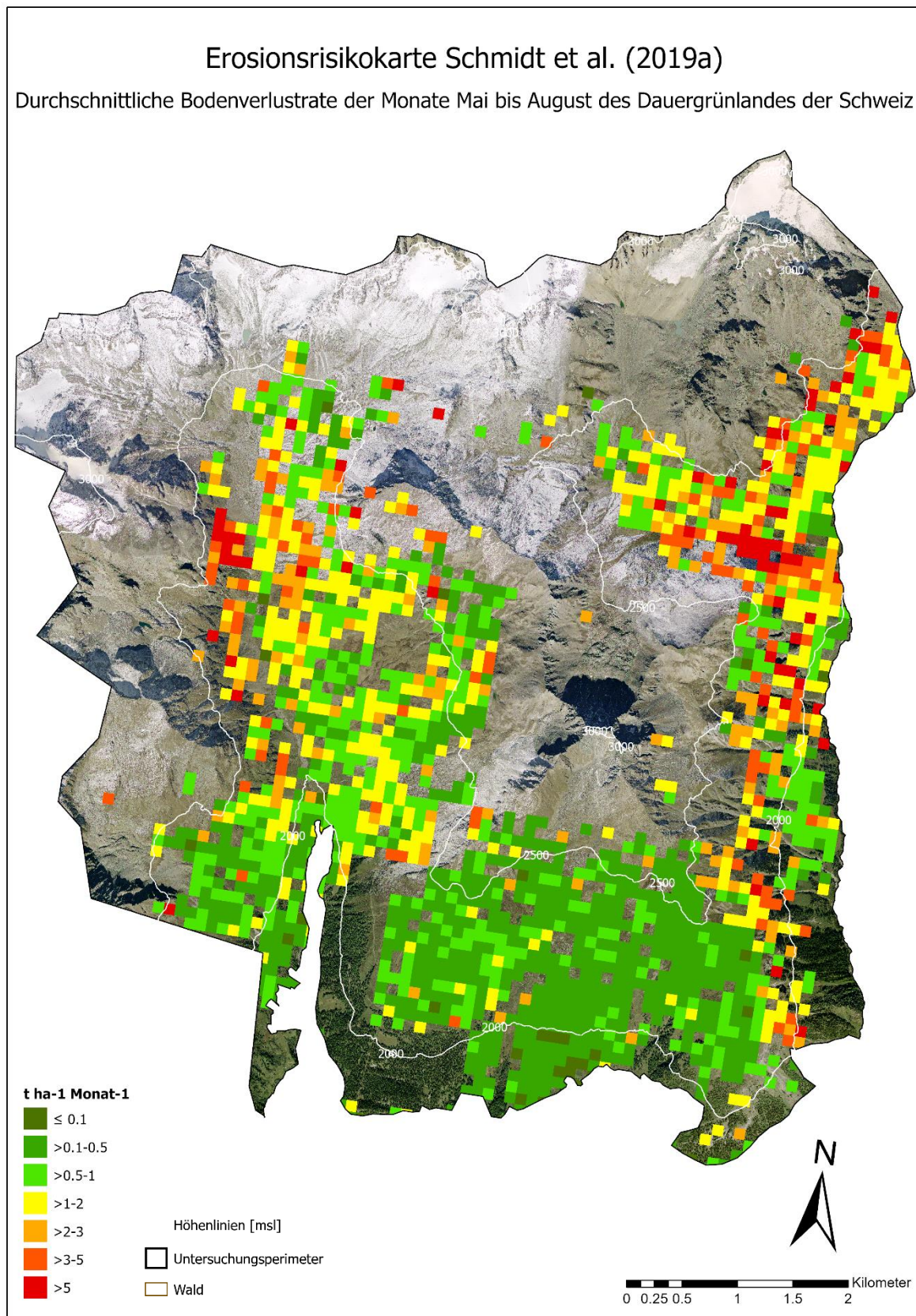
Datengrundlage: Swisstopo (2019); Autor: Anke Grings, ZHAW Wädenswil; CH1903+; 13.08.2020

Anhang Q Berechneter wurzelverstärkender Effekt der Vegetation mit dem Senkrecht-Wurzelmodell und Zuweisung des Rutschungsfaktor basierend auf der Bildklassifikation.



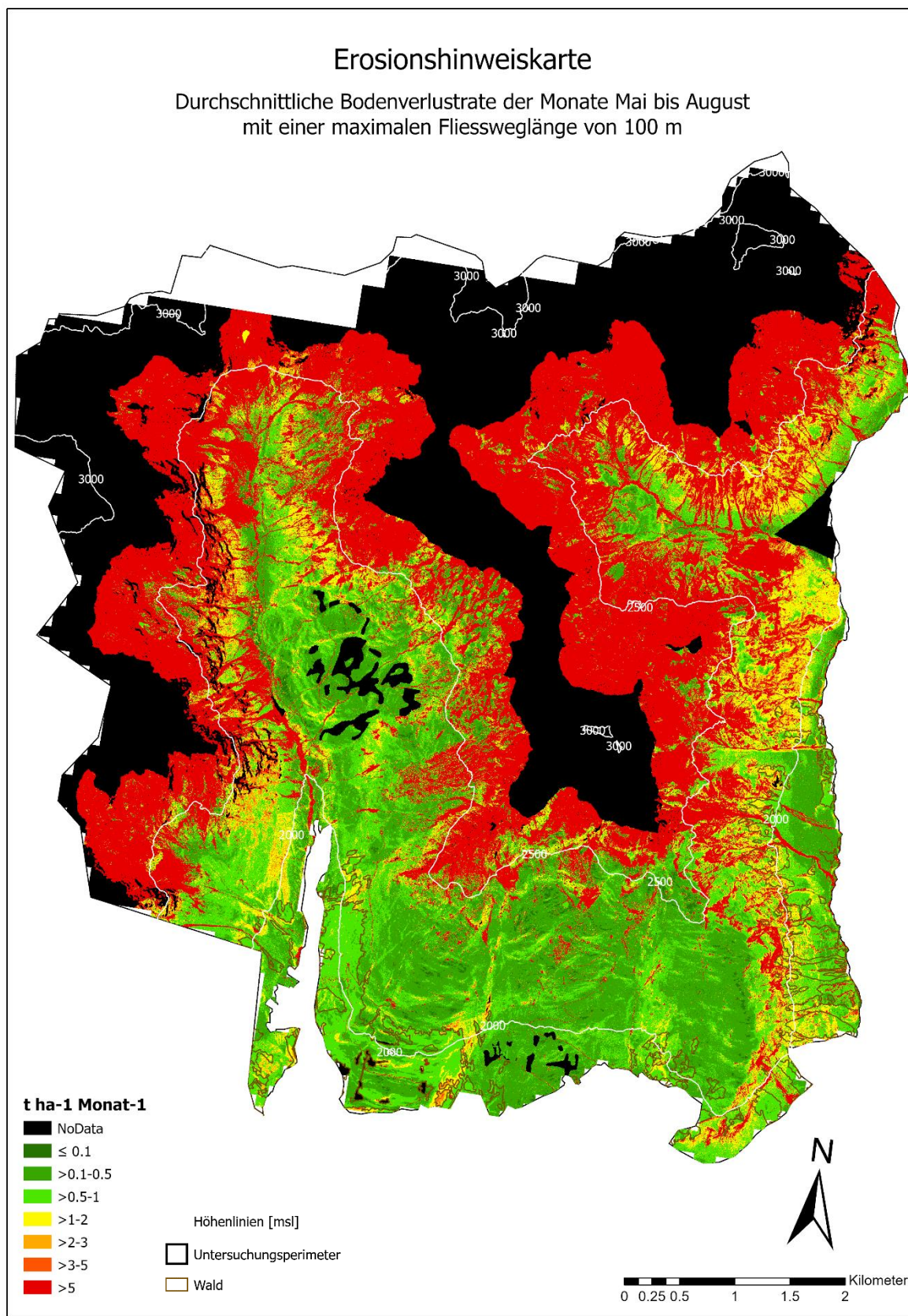
Datengrundlage: Swisstopo; Autor: Anke Grings, ZHAW Wädenswil; CH1903+; 12.07.2020

Anhang R Ausschnitt des Untersuchungsgebietes aus der Erosionsrisikokarte für das Dauergrünland der Schweiz (2019a) mit der durchschnittlichen Bodenverlustrate [$t\ ha^{-1}\ Monat^{-1}$] für die Monate Mai bis August mit dem L_{alpin} -Faktor von 1 (verändert Schmidt et al., 2019a).



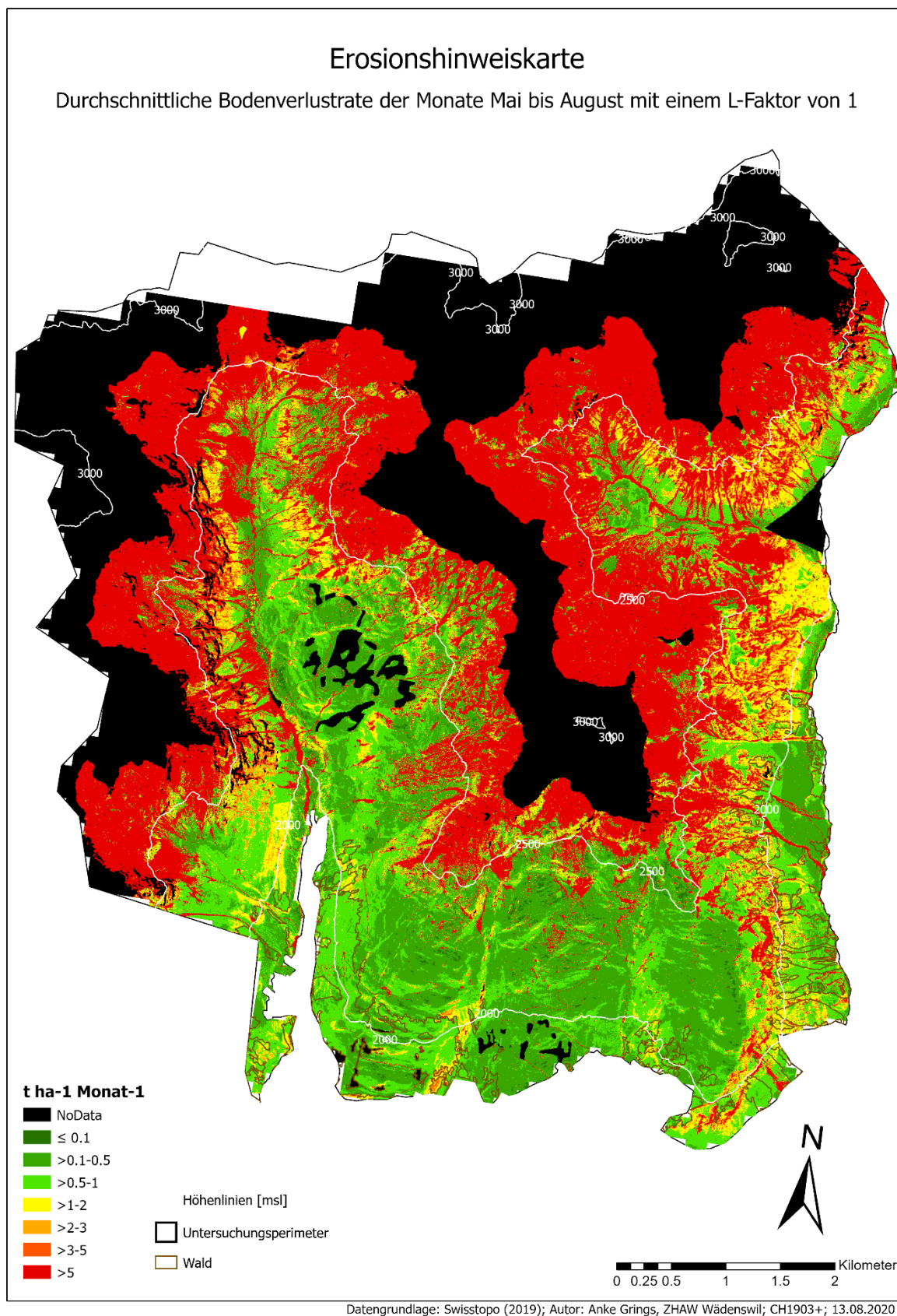
Datengrundlage: Swisstopo (2019), Schmidt et al. (2019a); Autor: Anke Grings, ZHAW Wädenswil; CH1903+; 13.08.2020

Anhang S Erosionshinweiskarte der durchschnittlichen Bodenverlustrate [$t\ ha^{-1}\ Monat^{-1}$] für die Monate Mai bis August mit einer maximalen Fließweglänge von 100 m. Die Skalierung basiert auf der Einteilung nach Schmidt et al. (2019a).



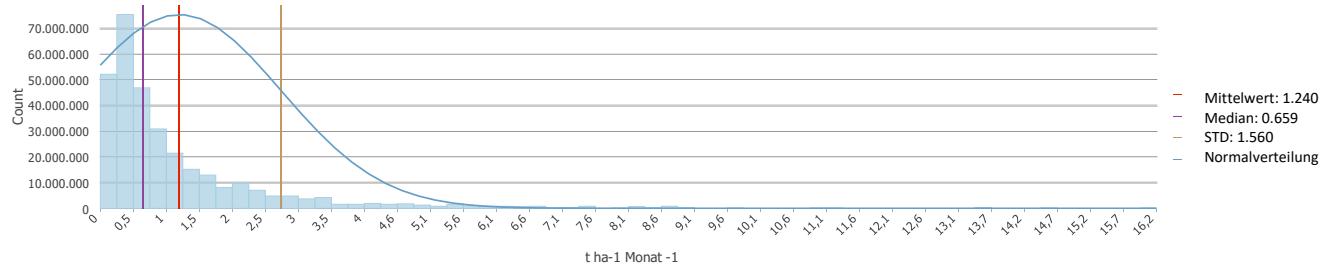
Datengrundlage: Swisstopo (2019); Autor: Anke Grings, ZHAW Wädenswil, CH1903+; 13.08.2020

Anhang T Erosionshinweiskarte aus der Bodenverlustrate [$t\ ha^{-1}\ Monat^{-1}$] für die Monate Mai bis August mit dem L_{alpin} -Faktor von 1. Die Skalierung basiert auf der Einteilung nach Schmidt et al. (2019a).

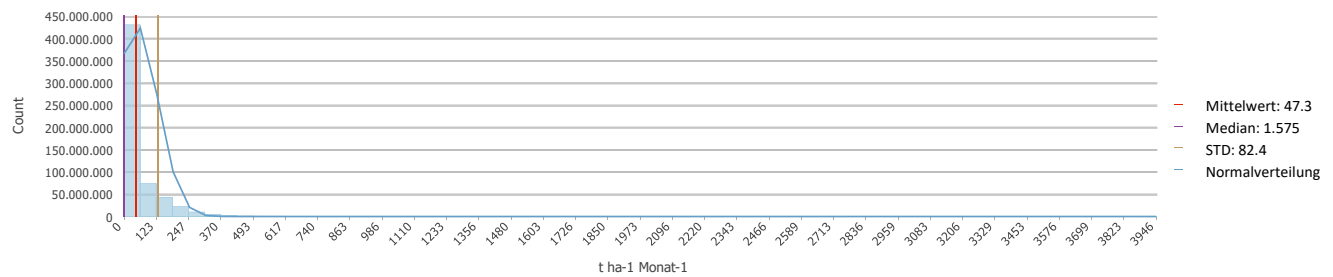


Anhang U Statistische Auswertung des Erosionsrisiko modelliert durch Schmidt et al. (2019) (oben), modellierte Bodenabtragungsrate mit einer maximalen Fließweglänge 100 m (zweit oberstes), Bodenabtragungsrate mit einem L_{alpin} -Faktor von 1 (zweit unterstes) und Bodenabtragungsrate unter Berücksichtigung des Rutschungsfaktor.

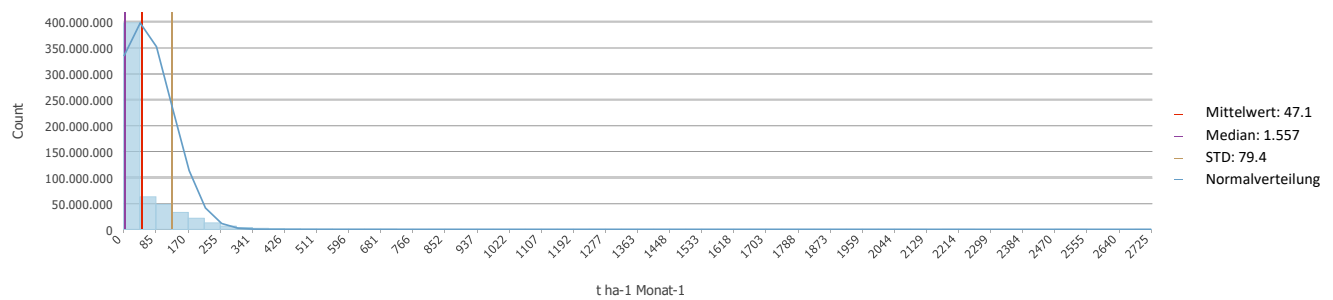
Bodenverlustrate Schmidt et al. (2019)



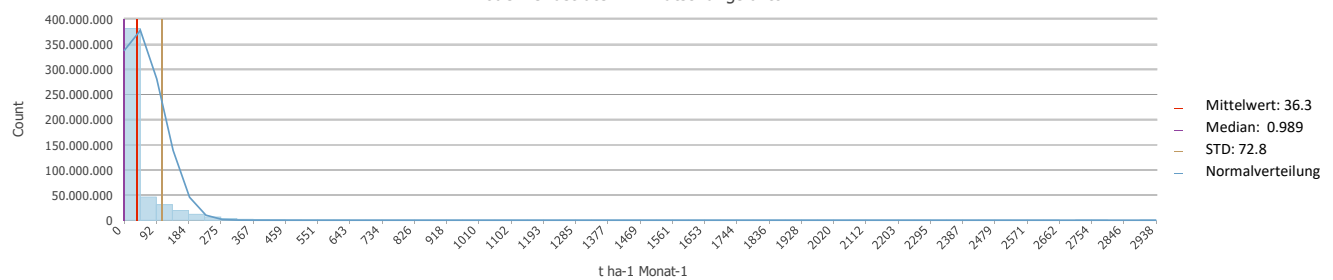
Bodenverlustrate mit maximaler Fließweglänge 100 m



Bodenverlustrate mit L-Faktor=1



Bodenverlustrate inkl. Rutschungsfaktor



Anhang V Entwurf der Publikation «Identifikation von kleinräumigen Erosionsflächen im Sömmerungsgebiet durch Einbindung eines Rutschungsfaktor in das RUSLE-Modell» von Anke Grings (2020).

ZÜRCHER HOCHSCHULE FÜR ANGEWANDTE WISSENSCHAFTEN
DEPARTEMENT LIFE SCIENCES UND FACILITY MANAGEMENT
INSITUT IUNR

Identifikation von kleinräumigen Erosionsflächen im Sömmerungsgebiet durch Einbindung eines Rutschungsfaktor in das RUSLE-Modell

Anke Grings^a, Dr. Kirsten Edelkraut^b, Dr. Johann Junghardt^c

^a BSc Umweltingenieurswesen, Rain 129, 8762 Schwändi b. Schwanden, anke.grings@gmail.com

^b Forschungsgruppe Umweltplanung, Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften (ZHAW), edek@zhaw.ch

^c Forschungsgruppe Geoinformatik, Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften (ZHAW), murj@zhaw.ch

Abstract

Die Bodenerosion im alpinen Raum ist ein aktuelles und ernstzunehmendes Problem. Denn durch die langsame Wiederbewachsung von offenen Bodenstellen können sich kleine Erosionsflächen rasch zu grossflächigen ausweiten und langfristig zur Bodendegradation führen. Um für kleine Flächen gezielte Erosionsschutzmassnahmen ergreifen zu können, wird im Rahmen dieser Arbeit eine detaillierte Erosionshinweiskarte für das Gebiet oberhalb von Ardez im Kanton Graubünden mit einer Auflösung von 0.25 m ausgearbeitet, welche kleinräumig stark gefährdete Erosionsflächen ausweist, den K-Faktor mit einer Auflösung von 6 m erfasst und einen zusätzlichen Faktor für flachgründige Rutschungen einbindet. Das Resultat dieser Bachelorarbeit ist eine hoch aufgelöste Erosionshinweiskarte für das Untersuchungsgebiet bei Ardez und ein aussagekräftiges, auf luftbildgestützten Verfahren basierendes Tool, das insbesondere für das Dauergrünland in Sömmerungsperimetern eine Bestimmung von stark gefährdete Erosionsflächen von $<0.1 \text{ m}^2$ zulässt. Da diese vermutlich vorwiegend auf Trittschäden durch Beweidung zurückzuführen sind, ist es mit wenig Aufwand möglich, bei Feldbegehungen gezielte, präventive Erosionsschutzmassnahmen zu ergreifen, bevor die Schäden sich grossflächig ausbreiten können. Diese Erosionshinweiskarte auf die ganze Schweiz auszuweiten, ist durch die gewählte Auflösung von 0.25 m und der daraus resultierenden Datenverarbeitungs menge nicht sinnvoll. Daher könnten zukünftig mit der bestehenden Erosionsrisikokarte für das Dauergrünland in der Schweiz Hotspots lokalisiert werden, um für sie dann mit dem erarbeiteten Tool hochauflösende Erosionshinweiskarten zu erstellen

Keywords: Allgemeine Bodenabtragungsgleichung, alpiner Raum, Bodenmodellierung, Dauergrünland, Erosionshinweiskarte, Erosionsrisiko, flachgründige Rutschungen, Grasland, RUSLE-Modell

1 Einleitung

Die Bodenerosion im alpinen Raum stellt ein aktuelles Problem dar, weil die Wiederbewachsung von offenen Bodenstellen im alpinen Raum wesentlich langsamer als im Flachland verläuft (Schmidt, Alewell, Borrelli & Meusbürger, 2017). Durch die anthropogenen Tätigkeiten beträgt die jährliche Bodenverlustrate im alpinen Raum $4.55 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, wobei die Bodenneubildungsrate auf Silikatgestein bei alten Böden nur 12–24 % und bei jungen Böden 26–56 % der Erosionsrate beträgt und langfristig zu einer Bodendegradation führt (Tabelle 1) (Alewell, Egli & Meusbürger, 2015).

Tabelle 1 Bodenneubildungsrate von alten und neuen Böden auf Silikatgestein im alpinen Raum (Alewell, Egli & Meusbürger, 2015).

Alter [a]	Bodenneubildungsrate [$\text{t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$]
1'000–10'000	0.54–1.13
10'000–18'000	1.19–2.48

Um zu verhindern, dass grossflächige Erosionsflächen entstehen, ist es wichtig, besonders erosionsgefährdete Flächen identifizieren zu können. Für das Dauergrünland der Schweiz besteht bis in die Bergzone 4 eine Erosionsrisikokarte mit einer Auflösung von 100 m (Schmidt, Meusbürger & Alewell, 2019a). Mit dieser Auflösung ist es jedoch nur beschränkt möglich, lokal

gefährdete Erosionsflächen zu identifizieren und gezielt Erosionsschutzmassnahmen zu ergreifen. Dadurch müssten grossflächige Gebiete von einer Beweidung ausgeschieden werden.

Die bestehende Erosionsrisikokarte für das Dauergrünland der Schweiz modelliert das Erosionsrisiko über das RUSLE-Modell (Schmidt, Meusbürger & Alewell, 2019a). Die Schwierigkeit bei der Entwicklung einer Erosionsrisikokarte für den alpinen Raum besteht darin, dass das ursprüngliche RUSLE-Modell nicht für steile Regionen ($>10^\circ$) konzipiert wurde (Bircher, Liniger & Prasuhn, 2019b; Schmidt, et al., 2018c). Erschwerend kommt hinzu, dass alpine Regionen eine hohe Heterogenität aufweisen und dadurch viele Einflussfaktoren und kleinräumige Variationen berücksichtigt werden müssen (Meusbürger, 2010).

Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Erarbeitung einer kleinräumigen Erosionshinweiskarte, die für den alpinen Raum stark gefährdete Erosionsflächen ausweist und einen zusätzlichen Faktor für flachgründige Rutschungen einbindet.

Grundlage der Modellierung bilden die Erkenntnisse aus der bestehenden Erosionsrisikokarte für das Dauergrünland der Schweiz (Schmidt et al., 2019a). Basierend auf luftbildgeschützten Verfahren, digitalen Geodaten und Komplementärdaten werden in einem ersten Schritt alle Erosionsfaktoren einzeln berechnet, gegebenenfalls modifiziert und abschliessend der Rutschungsfaktor in die Modellierung eingebunden.

2 Methode

Die Modellierung und Datenauswertung der Erosionshinweiskarte sowie der einzelnen Faktoren wurde in ArcGIS Pro 2.5.0 (Esri Inc., 2020a) und in SAGA GIS 7.6.2 (Conrad et al., 2015) durchgeführt. Grundlage der Modellierung bildeten die Daten gemäss Tabelle 2.

2.1 Untersuchungsgebiet

Die Erosionshinweiskarte wurde für den Hangabschnitt oberhalb von Ardez in der politischen Gemeinde Scuol für eine Fläche von 5'170 ha modelliert. Das Untersuchungsgebiet umfasst einen uniformen Hang mit einer mittleren Steilheit von 30° und erstreckt sich von 1600–3312 msl. Die grossflächigen Sömmerungsflächen beinhalten mehrheitlich Magerwiesen, welche mit Zwergsträuchern, Flachmooren, Feuchtwiesen, Büschen und Bäumen durchsetzt sind. Auf dem Luftbild zeigen sich zudem vereinzelt liegende offene Bodenstellen.

2.2 Auswahl Erosionsfaktoren

Die Auswahl der Erosionsfaktoren basierte auf vorangehenden Literaturrecherchen, bestehenden digitalen Geodaten und Komplementärdaten (Tabelle). Abschliessend wurden alle Faktoren des RUSLE-Modells mit Ausnahme des *P*-Faktors in die Modellierung sowie ein zusätzlicher Rutschungsfaktor eingebunden.

Tabelle 2 Wichtigste Datengrundlagen für die Modellierung der Erosionshinweiskarten. Zudem wurden weitere frei verfügbare Datensätze eingebunden, die an dieser Stelle nicht explizit aufgeführt werden.

Dateiname	Inhalt	Datenherr	Auflösung
SwissALTI ^{3D}	Digitales Terrainmodell (DTM) der Schweiz und des Fürstentum Lichtensteins ohne Bewuchs und Bebauung.	Swisstopo	2 m
SWISSIMAGE RGB	Zusammensetzung digitaler Farbluftbilder (Rot, Grün, Blau).	Swisstopo	0.25 m
SWISSIMAGE FCIR	Zusammensetzung der Kanäle (NIR, Rot, Grün) aus Luftaufnahmen.	Swisstopo	0.25 m
Bodeneignungskarte der Schweiz	Eignung der Böden der Schweiz für die landwirtschaftliche Nutzung basierend auf den Bodeneigenschaften und den topographischen Gegebenheiten	BAFU	-
		BFS	
		Swisstopo	
Geotechnische Karte (GK200)	Untergrund der Schweiz, klassiert nach lithologisch-petrographischen Kriterien.	Swisstopo	36 m
		sgtk	
Monthly rainfall erosivity maps for Switzerland	Erosivität des monatlichen Niederschlages der Schweiz ohne Schneefall.	Schmidt et al. (2016)	100 m
Monthly RUSLE soil erosion risk of Swiss grasslands	Monatliches quantitatives Erosionsrisiko für das Grasland der Schweiz im alpinen Raum.	Schmidt et al. (2019a)	100 m

2.3 Modellierung Erosionshinweiskarte

Grundlage der Modellierung bildete das für das Dauergrünland der Schweiz bestehende RUSLE-Modell (Schmidt, Meusburger & Alewell, 2019a). Der Fokus der Modellierung lag auf den Monaten Mai bis August.

2.3.1 Erosivitätsfaktor (R-Faktor)

Für den Erosivitätsfaktor wurden die bereits vorhandenen Ergebnisse aus der Modellierung der monatlichen Erosivität des Niederschlages der Schweiz verwendet (Tabelle) (Schmidt et al., 2016). Aus diesen Daten konnte der durchschnittliche monatliche R-Faktor der Monate Mai bis August berechnet werden, da nicht nur die Erosivität des Niederschlages im Untersuchungsgebiet in diesem Zeitraum am grössten ist, sondern auch eine Beweidung des Gebietes stattfindet.

2.3.2 Erodibilitätsfaktor (K-Faktor)

Zur Bestimmung des K-Faktor wurde der Ansatz zur feineren Ausarbeitung der Bodeneignungskarte der Schweiz von Egli et al. (2005) beigezogen. Für die vorliegende Arbeit war eine Nachbildung der detaillierten Bodenmodellierung dieser Publikation zur Bestimmung des K-Faktors nicht zielführend. Deshalb wurde die Einteilung nach Egli et al. (2005) vereinfacht, indem die Bodentypen mit dem gleichen K-Faktor im Oberboden zusammengefasst wurden.

Um die Geländeform ausreichend berücksichtigen zu können, wurde das SwissALTI3D (Tabelle 1) von 2 m auf 6 m herunterskaliert und daraus die Krümmung in Fall- und Hanglinie berechnet. Die Krümmungswerte wurden anschliessend in planar, konvex und konkav klassiert. Durch die Überlagerung der Klassen in Hang- und Falllinie wurde die Geländeform nach Denoth (1997) klassifiziert.

Den Gesteinstypen der Geotechnischen Karte (Tabelle 2) wurden die Gesteinsklassen Karbonatgestein, karbonathaltiges Gestein und Silikatgestein zugeordnet. Aus dem digitalen Höhenmodell wurden zusätzlich verschiedene Höhenklassen abgeleitet.

Zur Bodenmodellierung unterhalb von 2100 msl wurde der Bodeneignungscode mit der Geotechnischen Karte überlagert und die Zuweisung der zusammengefassten Bodentypen nach FAL (Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau) (Brunner, Jäggli, Nievergelt & Peyer, 1997) erfolgte in Abhängigkeit von der Geländeform nach Denoth (1997).

Analog zu der Modellierung unterhalb von 2100 msl jedoch unabhängig von der Bodeneignungskarte, wurden zwischen 2100–2700 msl die Bodentypen nach FAL (Brunner et al., 1997) modelliert.

Keine Zuweisung von Bodentypen konnte für Höhenlagen oberhalb von 2700 msl und Moore vorgenommen werden. Eine Sonderstellung bei der Modellierung hatten Wälder und TWWs. So wurden Waldböden auf Silikatgestein zwischen 2100–2700 msl als Podsole behandelt und den TWWs der Bodentyp Phaeozem zugewiesen (Egli et al., 2005).

2.3.3 Topografiefaktor (LS-Faktor)

Die Berechnung des *LS*-Faktors wurde analog zu Schmidt et al. (2019b) durchgeführt, welche basierend auf Messungen im alpinen Grasland entwickelt wurden. Im Rahmen dieser Arbeit wurde der *L*-Faktor sowohl mit einer maximalen Fließweglänge von 100 m modelliert, wie auch ein *L*-Faktor von 1 verwendet. Zusätzlich wurde als hydrologische Barrieren für die Modellierung des Oberflächenabflusses der Wald aus dem SwissALTI^{3D} ausgeschnitten.

Der *S*-Faktor wurde ebenfalls analog zu Schmidt et al. (2019b) berechnet. Dabei wurde er für das gesamte Untersuchungsgebiet berücksichtigt, ohne die Formel für eine Neigung von 20–50 ° einzuschränken. Durch die Multiplikation des *S*- und des *L*-Faktors, wurde der *LS*-Faktor erhalten.

2.3.4 Bedeckungsfaktor (C-Faktor)

Basierend auf dem FCIR Swisssimage (Tabelle 2; Swisstopo, 2014) wurde aus dem Infrarotband (NIR) und dem roten Band (Rot) der «Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)» berechnet. Anschliessend wurde der berechnete NDVI-Wert bei einem Grenzwert von 0.15 in Vegetation (NDVI >0.15) und Nicht-Vegetation (NDVI <0.15) unterteilt. Aus der Klassifikation wurde für jede Rasterzelle der durchschnittliche Vegetationsdeckungsgrad (*FCV*) in Prozent für einen Quadratmeter um die Rasterzelle ermittelt und daraus die Bodenverlustrate (*SRL*) berechnet (Formel 1; Schmidt et al., 2017).

$$SRL = e^{-0.048 \cdot FVC} \quad (1)$$

Weil der Vegetationsdeckungsgrad nicht für unterschiedliche Monate berechnet wurde, entsprach der berechnete *SRL*-Wert dem *C*-Faktor.

2.3.5 Rutschungsfaktor

Als Grundlage des Rutschungsfaktor wurde das Untersuchungsgebiet nach dem Ansatz von Salvisberg (2019) zur Klassifikation von Lebensräumen in verschiedene Kategorien eingeteilt (Tabelle 3).

Tabelle 3 Hauptkategorien und Unterkategorien der Bildklassifikation.

Hauptklasse	Unterklassen
Mittelhohe Vegetation	Zwergsträucher
Wiesen	Feuchtwiesen Magerwiesen
(Nadel-)bäume	-
Keine Vegetation	Fels, offener Boden Schnee, Wasser Schatten

Basierend auf den erfassten Trainingsgebieten, wurde das Untersuchungsgebiet mit dem Support Vector Maschine (SVM) Klassifikator klassiert (Esri Inc., 2020b). Auf eine manuelle Nachklassifikation wurde wegen der Grösse des Untersuchungsgebietes verzichtet.

Für die Vegetationstypen Bäume, Zwergsträucher und Wiesen wurde anschliessend mit dem Senkrechtwurzel-Modell (Wu, McKinnell III & Swanston, 1979) der wurzelverstärkende Effekt berechnet (Formel 2). Das Modell beschreibt den wurzelverstärkenden Effekt der Vegetation (ΔS) als Produkt der Wurzelzugfestigkeit (T_r) und der Relativ Root Area (*RAR*) (; Pollen & Simon, 2005). Werte für die Wurzelzugfestigkeit und dem *RAR*-Wert wurden der Literatur entnommen (Kapitel 3.5).

$$\Delta S = T_r \cdot \left(\frac{A_R}{A} \right) \cdot 1.2 \quad (2)$$

Aus den berechneten Wurzelverstärkungswerten wurde über einen Dreisatz der Faktor für flachgründige Rutschungen abgeleitet.

2.4 Datenauswertung

Die Bodenabtragungsrate mit einer Auflösung von 0.25 m konnte durch die Multiplikation aller Einzelfaktoren ermittelt werden. Abschliessend wurden drei verschiedene Erosionshinweiskarten erstellt:

- Erosionsrisikokarte 1: C-Faktor, LS-Faktor (L -Faktor=1), K -Faktor, R -Faktor
- Erosionsrisikokarte 2: C-Faktor, LS-Faktor (max. Fliessweglänge 100 m), K -Faktor, R -Faktor
- Erosionsrisikokarte 3: C-Faktor, LS-Faktor (Fliessweglänge 100 m), K -Faktor, R -Faktor, Rutschungsfaktor

Die berechnete Bodenabtragungsrate wurde gemäss Schmidt et al. (2019a) in verschiedene Risikoklassen eingeteilt, um das Erosionsrisiko zu erhalten.

3 Resultate

3.1 Erosivitätsfaktor (R -Faktor)

Die Auswertung des monatlichen R -Faktors von Schmidt et al. (2016) für das Untersuchungsgebiet zeigt einen durchschnittlichen monatlichen R -Faktor der Monate Mai bis August von $94.8 \text{ MJ mm h}^{-1} \text{ Monat}^{-1}$, ein Minimum von $31.8 \text{ MJ mm h}^{-1} \text{ Monat}^{-1}$ und ein Maximum von $188 \text{ MJ mm h}^{-1} \text{ Monat}^{-1}$. Die räumliche Verteilung des R -Faktors weist eine leichte Zunahme der Erosivität mit steigender Höhe auf.

3.2 Erodibilitätsfaktor (K -Faktor)

Der durchschnittliche K -Faktor für das Untersuchungsgebiet liegt bei $0.0256 \text{ t ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$. Die am leichtesten erodierbaren Böden im Untersuchungsgebiet weisen einen Wert von $0.018 \text{ t ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ auf und die am schwersten erodierbaren Böden von $0.035 \text{ t ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$.

Die Verteilung des K -Faktors über das Untersuchungsgebiet zeigt, dass rund einem Drittel keine Werte zugeordnet werden konnte. Der grösste Flächenanteil (35.8 %) weist einen K -Faktor von $0.0180 \text{ t ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ auf, gefolgt von $0.030 \text{ t ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$. Die K -Faktoren mit den Werten 0.020 und $0.035 \text{ t ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ konnten nur einer kleinen Fläche von 15 ha (0.29 %) respektive 49 ha (0.95 %) zugeordnet werden.

Das Ergebnis der Bodenmodellierung zeigt teilweise ein homogenes Bild und gleichzeitig treten Bereiche mit einer hohen Heterogenität auf. Ausserdem wird deutlich, dass der Gesteinstyp und die Bodeneignungskarte einen grösseren Einfluss auf die modellierten K -Werte haben als die Höhenstufe.

3.3 Topografiefaktor (LS -Faktor)

Der LS -Faktor weist einen Mittelwert von 37.6. Die Ergebnisse zeigen eine relative Standardabweichung von 40, was eine grosse Streuung der Ergebnisse indiziert und durch einen Wertebereich von 0.0003–3334 bestätigt wird.

Hohe LS -Werte (>50) treten in den Hangbereichen, am Rand des Untersuchungsgebietes und in höheren Lagen mit hoher Steilheit auf. Auch im Waldbereich, wo ein L -Faktor von 1 angenommen wurde, zeigen sich ebenfalls hohe LS -Werte. Niedrige LS -Werte (<5) treten im Bereich des Flusses und der Seen auf, wo das Gelände eine geringe Steilheit aufweist.

3.3.1 Hangneigungsfaktor (S -Faktor)

Die mittlere Hangneigung des Untersuchungsgebiet liegt bei 59.8 % (30.4°), mit einem Minimum von 0 % (0°) und einem Maximum von 1611 % (86.4°). Aus den teilweise hohen Hangneigungswerten in Prozent, resultiert ein mittlerer S -Faktor von 51.2. Die relative Standardabweichung weist mit 36.9 einen hohen Wert auf und zeigt damit an, dass im Untersuchungsgebiet grosse Unterschiede in der Hangneigung, respektive im S -Faktor bestehen. Die statistische Auswertung zeigt eine Hauptverteilung der Werte zwischen 25–75. Im Bereich von offenen Felsflächen finden sich gemäss Bildinterpretation die höchsten S -Faktoren.

3.3.2 Hanglängenfaktor (L -Faktor)

Der mittlere L -Faktor mit einer maximalen Fliessweglänge von 100 m weist einen Mittelwert von 0.580, der Hauptwertebereich liegt zwischen 0.5–1.5, mit einem Maximalwert von 13.42 und einem Minimalwert von 0.01819. Die visuelle Interpretation zeigt nur vereinzelt grössere L -Faktoren, die sich als «Fluss» konzentrieren.

3.4 Bedeckungsfaktor (C -Faktor)

Der durchschnittliche Vegetationsdeckungsgrad pro m² beläuft sich auf 41.2 %. Die Nicht-Vegetation setzt sich aus Wasser, Fels, offenem Boden und Schatten zusammen.

Durch die Verwendung des Swissimage FCIR 25 cm konnten auch kleinflächig offene Bodenstellen erfasst werden. Dennoch zeigt sich eine räumliche Hauptaufteilung in Vegetation und Nicht-Vegetation.

Der aus dem Vegetationsdeckungsgrad berechnete durchschnittliche C-Faktor beträgt 0.0470 (Median 0.00823) mit einem Wertebereich von 0.00823–0.741. Dabei weisen hohe Werte auf einen niedrigen Vegetationsdeckungsgrad hin.

3.5 Rutschungsfaktor

Die Kappa-Präzision der Vegetationsklassifikation beläuft sich auf 79 %. Im Allgemeinen konnte eine genaue Zuweisung der vegetationslosen Stellen erreicht werden, während eine korrekte Klassierung der Vegetation nur beschränkt möglich war. Die Genauigkeit der Klassifikation beträgt bei Zwergsträuchern 75.4 %, Bäume 78.8 %, Feuchtwiesen 78.1 %, Magerwiesen 75.2 %, Fels & Boden 85.7 %, Wasser & Schnee 88.2 % und Schatten 95.7 %. Die effektive Genauigkeit für Bäume und Zwergsträucher ist kleiner als durch die Kappa-Präzision beschrieben, da durch das fehlende Höhenmodell Büsche willkürlich den Bäumen und Zwergsträuchern zugeordnet wurden.

Für die Vegetationsklassen Wiesen, Zwergsträucher und Bäume wurde der wurzelverstärkende Effekt aus Literaturwerten berechnet. In den in europäischen Bergwäldern vorherrschenden Baumarten handelt es sich um: Fichte (*Picea abies*), Weisstanne (*Abies alba*) und Lärche (*Larix decidua*) (Sidle & Bogaard, 2016). In der Literatur wurden für diese Baumarten Referenzwerte für die durchschnittlichen Wurzelzugkräfte und RAR-Werte für den europäischen alpinen Raum gefunden und gemittelt (Bischetti et al., 2005; Mao et al., 2012). Für die Gräser und (Zwerg-)Sträucher bestehen Referenzwerte für die Wurzelzugkraft aus dem alpinen Raum (Pohl, Stroude, Buttler & Rixen, 2011), während für den RAR-Wert nur Referenzwerte aus dem mediterranen Raum verfügbar waren (De Baets et al., 2008).

Tabelle 4 Aus Referenzwerten mit dem Senkrecht-Wurzelmodell berechneter, wurzelverstärkender Effekt der Vegetation und der daraus abgeleiteter Faktor für flachgründige Rutschungen (Sidle & Bogaard, 2016; Bischetti et al., 2005; Mao et al., 2012; Pohl, Stroude, Buttler & Rixen, 2011 & De Baets et al., 2008).

	Berechnete Wurzelverstärkung (ΔS)	Rutschungsfaktor
Gräser	0.1060	0.995
(Zwerg-) Sträucher	0.0315	0.998
Bäume	21.3	0.00641
Offener Boden, Fels	-	1
Schatten, Schnee, Wasser	-	NoData

Die berechneten wurzelverstärkenden Werte weisen eine hohe Spannweite von 0.0315–21.3 auf, was auf die grossen Unterschiede in der Wurzelzugkraft und den RAR-Werten zurückzuführen ist. Aus diesen Werten ergibt sich mittels Dreisatzes der Rutschungsfaktor von 0.995 für Gräser, 0.998 für Zwergsträucher und 0.00641 für Bäume berechnet (Tabelle 4). Bei den Nicht-Vegetationsklassen wurde dem offenen Boden ein Wert von 1 und Schnee, Wasser und Schatten keine Daten zugewiesen.

Der mittlere Rutschungsfaktor des Untersuchungsgebiet beträgt 0.799 mit einem Median 0.995 und einer mittleren Standardabweichung von 0.443. Den kleinsten Rutschungsfaktor (grössten wurzelverstärkenden Effekt) weist der Wald mit 0.00641 auf, der rund 6 % der Fläche einnimmt. Die grössten Werte (kleinster wurzelverstärkender Effekt) weisen der offene Boden mit 1 und die Wiesen mit 0.995 auf, welche jeweils rund ein Drittel der Fläche beanspruchen. Die Zwergsträucher bedecken rund 8 % der Fläche und weisen einen Rutschungsfaktor von 0.998 auf. 20 % der Fläche konnte kein Rutschungsfaktor zugewiesen werden (Abbildung 8).

3.6 Erosionsrisiko

Die Unterteilung der verschiedenen Erosionsrisikoklassen beruht auf der Bodenverlustrate im Vergleich zur Bodenneubildungsrate im selben Zeitraum (Schmidt, Meusburger & Alewell, 2019a).

Die statistische Auswertung des Erosionsrisikos mit der maximalen Fliessweglänge von 100 m im Vergleich zum Erosionsrisiko mit einem L-Faktor von 1 zeigt keinen signifikanten Unterschied. Bei beiden Modellierungen beträgt der Mittelwert rund 47 t ha⁻¹ Monat⁻¹ mit einem Median von 1.50 t ha⁻¹ Monat⁻¹. Unter Berücksichtigung des Rutschungsfaktor zeigt sich eine deutliche Reduktion des Erosionsrisikos auf einen Mittelwert von 6.3 t ha⁻¹ Monat⁻¹ und einen Median von 0.989 t ha⁻¹ Monat⁻¹ (Tabelle 5).

Vergleiche mit der bestehenden Erosionsrisikokarte von Schmidt et al. (2019a) mit der Erosionshinweiskarte mit einem L-Faktor von 1 zeigen, dass der modellierte Wert doppelt so gross wie der durch Schmidt et al. (2019a) berechnete Wert von 0.659 t ha⁻¹ Monat⁻¹ ist. Der Mittelwert von rund 47.0 t ha⁻¹ Monat⁻¹ weist den 40-fachen Wert der von Schmidt et al. (2019a) modellierten Werte von 1.241 t ha⁻¹ Monat⁻¹ auf (Tabelle 5).

Tabelle 519 Statistische Auswertung der verschiedenen Erosionshinweiskarten und Vergleich mit der für das Untersuchungsgebiet bestehenden Erosionsrisikokarte von Schmidt et al. (2019a).

Bodenverlustrate Untersuchungsgebiet modelliert					Bodenverlustrate Untersuchungsgebiet Schmidt et al. (2019a)				
[t ha ⁻¹ Monat ⁻¹]									
Mittelwert	Median	STD	Min.	Max.	Mittelwert	Median	STD	Min.	Max.
Erosionshinweiskarte max. Fließweglänge 100 m					1.214	0.659	1.600	0	16.18
47.3	1.575	82.4	3.82*10 ⁻⁷	3945					
Erosionshinweiskarte L-Faktor=1									
47.1	1.557	79.4	3.82*10 ⁻⁷	2938					
Erosionsrisiko inkl. Rutschungsfaktor									
6.3	0.989	72.8	2.5*10 ⁻⁹	2725					

Die statistische Auswertung der Bodenverlustrate aller Erosionsrisiko resp. -hinweiskarten bestätigt den optischen Vergleich. Während bei den Erosionshinweiskarten für rund ein Drittel der Fläche keine Bodenverlustrate modelliert werden konnte, beträgt dies bei der Erosionsrisikokarte für das Dauergrünland zwei Drittel. Bei allen vier Karten weisen 20–30 % der Fläche ein geringes Erosionsrisiko auf.

Zwischen den Erosionshinweiskarten mit einer maximalen Fließweglänge von 100 m (B) und der Erosionshinweiskarte mit einem L-Faktor von 1 (C) zeigt sich kein visueller Unterschied. Durch die Einbindung des Rutschungsfaktor werden die Waldflächen deutlich sichtbar, in diesem Bereich ist die Bodenverlustrate markant reduziert (D). Der optische Vergleich aller Erosionshinweiskarten mit jener von Schmidt et al. (2019a) (A) zeigt, dass die modellierten Bodenverlustraten tendenziell übereinstimmen (Abbildung 1).

Der grösste Unterschied zeigt sich bei den Flächen mit einem sehr hohen Erosionsrisiko (>5 t ha⁻¹ Monat⁻¹). Während diese bei der Erosionsrisikokarte von Schmidt et al. (2019a) nur 1.363 % beträgt (A), beläuft sie sich bei den modellierten Erosionshinweiskarten auf 20–30 %. Durch die Einbindung des Rutschungsfaktor im Vergleich zu den Erosionshinweiskarten ohne, kommt es mehrheitlich zu einer Abnahme der Flächen mit einem geringen und sehr hohen Erosionsrisiko, welche auf eine Zunahme der Fläche ohne Daten und einer Reduktion der Bodenverlustrate durch die Einbindung des Rutschungsfaktor zurückzuführen ist.

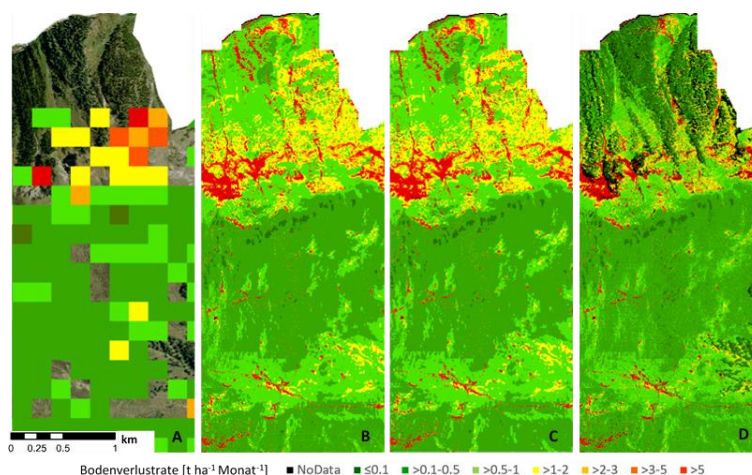


Abbildung 1 Ausschnitte aus den Erosionsrisiko von Schmidt et al. (2019a) (A) und den Erosionshinweiskarten mit einer maximalen Fließweglänge von 100 m (B), einem L-Faktor von 1 (C) und unter Berücksichtigung des Rutschungsfaktor (D).

Ein hohes Erosionsrisiko und damit eine hohe Bodenabtragungsrate zeigt sich im Bereich von Felsen und offenem Boden sowie in Abschnitten mit einer grossen Steilheit, welche tendenziell in den höheren Lagen liegen. Ausserdem bilden sich deutliche Flüsse mit einer hohen Bodenabtragungsrate, welche durch einen lokal hohen Oberflächenabfluss zustande kommt. Es zeigt sich, dass sich tendenziell um die Bereiche mit einem hohen Erosionsrisiko ein Übergangsbereich mit einem mittelgrossen Erosionsrisiko, zu den Bereichen mit einem geringen Erosionsrisiko, ausbildet.

Auf das ganze Untersuchungsgebiet betrachtet zeigt sich, dass die Flächen mit einer hohen modellierten Bodenabtragungsrate mehrheitlich oberhalb von 2500 msl liegen. Dadurch kommt mit der Überlagerung des Sömmerungsperimeter nur ein geringer Flächenanteil mit einem hohen Erosionsrisiko unterhalb von 2500 msl darin zu liegen (Abbildung 2).

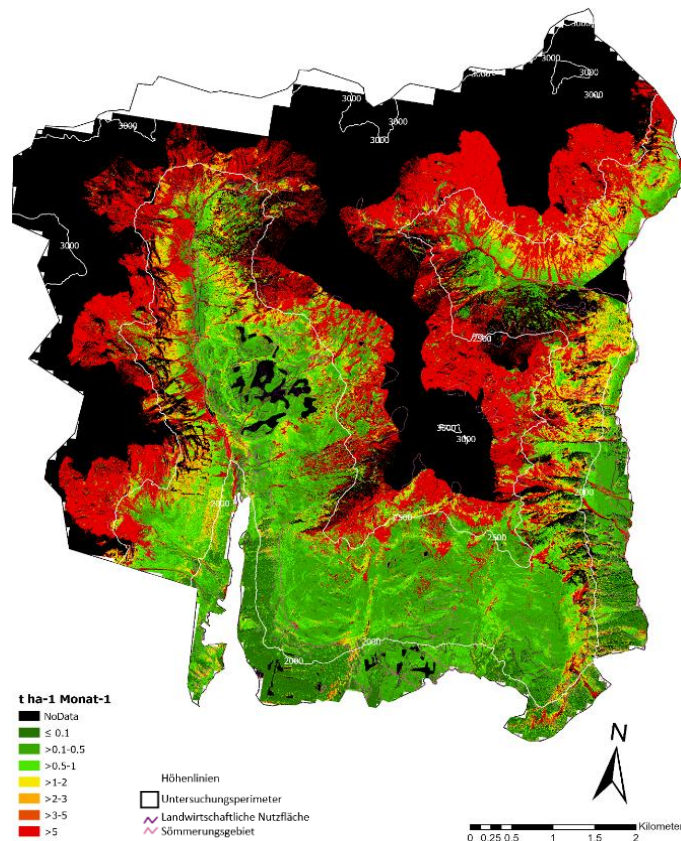


Abbildung 2 Abschliessende Erosionshinweiskarte mit der modellierten Bodenabtragungsrate, unter Berücksichtigung des Rutschungsfaktor, mit der Einteilung nach Schmidt et al. (2019a).

4 Diskussion

Mit den vorliegenden Erosionshinweiskarten für das Gebiet oberhalb von Ardez konnte basierend auf dem RUSLE-Modell ein nützliches Tool ausgearbeitet werden, welches kleinräumige Gebiete mit einem grossen Erosionsrisiko zuverlässig ausweist. Dadurch ist es künftig möglich, gezielt Gebiete mit einem hohen Erosionsrisiko von einer Nutzung auszuschneiden und Erosionsschutzmassnahmen zu ergreifen.

Durch die hohe Auflösung der Erosionshinweiskarten ist es möglich, Flächen <0.1 m² mit einem hohen Erosionsrisiko auszuweisen. Durch die hohe Auflösung sind die kleinräumigen Gegebenheiten sehr stark ausgeprägt und lassen dadurch bereits bei der Betrachtung der reinen Erosionshinweiskarte, Rückschlüsse auf die topographischen Gegebenheiten sowie auf einen möglichen Grad der Vegetationsbedeckung, zu. Diese Annahmen können anschliessend durch die Betrachtung von Höhenmodellen verifiziert werden.

Es zeigt sich, dass im Bereich von Schuttkegeln und Gerinnen ein sehr hohes Erosionsrisiko besteht, ebenso wie in Gebieten oberhalb von 2500 msl (Abbildung 2). Diese Bereiche weisen eine hohe Steilheit (hoher S-Faktor) und einen geringen Vegetationsdeckungsgrad (hoher C-Faktor) auf. Diese Kombination führt bekannterweise zu einem hohen Erosionsrisiko und wird durch das RUSLE-Modell gut abgedeckt, da diese zwei Faktoren neben dem L-Faktor das höchste Gewicht in diesem haben. Gerade im Bereich der höheren Lagen muss jedoch dieses hohe Erosionsrisiko kritisch betrachtet werden, da diese Gebiete auch Felsen umfassen, die kaum erodiert werden. Diesem Umstand könnte teilweise entgegengewirkt werden, wenn nur das Erosionsrisiko für den Sömmerungsperimeter betrachtet werden würde.

Neben den oben beschriebenen, eher grossflächigen Gebieten mit einem hohen Erosionsrisiko, konnten im Bereich von Wiesen im Sömmerungsperimeter kleinflächige Erosionsflächen ausgeschieden werden (Abbildung 2). Da es sich dabei um eher

kleinere, verstreut liegende Flächen handelt, liegt die Schlussfolgerung nahe, dass es sich um Trittschäden durch Beweidung handelt.

Der Vergleich der modellierten Erosionshinweiskarte mit einem maximalen L -Faktor von 1 im Vergleich zu der Erosionsrisikokarte für das Dauergrünland (Schmidt et al., 2019a) zeigt eine tendenzielle Übereinstimmung der Ergebnisse (Abbildung 1). Zwar weist die Erosionshinweiskarte einen doppelt so hohen Median auf, dies ist allerdings darauf zurückzuführen, dass für die Erosionsrisikokarte von Schmidt et al. (2019a) nur Gebiete mit einer Steilheit von weniger als 50° berücksichtigt wurden. Die Erosionsrisikokarte von Schmidt et al. (2019a) weist eher sehr triviale Bereiche mit einem hohen Erosionsrisiko aus. Der Vorteil der Erosionsrisikokarte des Dauergrünlandes ist jedoch, dass sich mit einer Auflösung von 100 m das Erosionsrisiko grossflächig evaluieren lässt und dadurch Hotspots ausgeschieden werden können. Eine Ausweitung der in dieser Arbeit ausgearbeiteten Erosionshinweiskarte auf die ganze Schweiz ist durch die enorme Datenmenge nicht sinnvoll. Für die weiterführende Ausarbeitung einer detaillierten Erosionshinweiskarte könnte daher die Erosionsrisikokarte für das Dauergrünland von Schmidt et al. (2019a) dazu genutzt werden, um Hotspots zu evaluieren und diese anschliessend mit der verfeinerten Methode genauer zu untersuchen.

Ein weiterer Vorteil der ausgearbeiteten Erosionshinweiskarten ist, dass eine Bestimmung des Erosionsrisikos auch ausserhalb der offiziell landwirtschaftlich ausgeschiedenen Nutzflächen und der Bodeneignungskarten möglich ist. Dies ist insofern von Vorteil, als dass die Sömmerungsgebiete teilweise ausserhalb der Bereiche der Bodeneignungskarte liegen. Die Überlagerung der Erosionshinweiskarten mit dem Sömmerungsperimeter (Abbildung 2) zeigt, dass im Bereich von Ardez unterhalb von 2500 msl nur lokal ein hohes Erosionsrisiko besteht. Das grösste Erosionsrisiko hingegen für die Bereich oberhalb von 2500 msl auftritt.

Zur Verifizierung dieser Aussage sollten in einem ersten Schritt die modellierten Werte durch Feldbegehungen und -messungen überprüft und Felsflächen ausgeschieden werden. Ausserdem sollten lokal gefährdete Stellen unterhalb von 2500 msl ausgezäunt und gegebenenfalls aktiv begrünt werden, um eine Ausweitung der Erosionsflächen zu verhindern.

Die modellierten monatlichen Bodenverlustraten der Monate Mai bis August weisen einen Median zwischen $0.989\text{--}1.575\text{ t ha}^{-1}\text{ Monat}^{-1}$ ($6.3\text{--}47.3\text{ t ha}^{-1}\text{ Monat}^{-1}$) auf (Tabelle 1). Diese Bodenverlustrate entspricht knapp der Bodenneubildungsrate von alten Böden auf Silikatgestein und liegt im unteren Bereich der Bodenneubildungsrate auf jungen Böden (Tabelle 1). Daraus resultiert, dass bei alten Böden der Erosionsprozess langfristig zu einem Verlust von Bodenmaterial und damit zu einer Beeinträchtigung der Bodenfunktionen führt.

Vergleiche der Bodenverlustrate für das Untersuchungsgebiet (Median $0.989\text{--}1.575\text{ t ha}^{-1}\text{ Monat}^{-1}$) mit andere Studien, die die Bodenverlustrate auf Landwirtschaftsflächen in Europa modelliert haben, erhielten durchschnittliche Bodenverlustraten von $2.46\text{ (0.205)}, 2.76\text{ (0.23)}\text{ und }11.1\text{ (0.925)}\text{ t ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ ($\text{t ha}^{-1}\text{ Monat}^{-1}$) (Bosco, de Rigo, Dewitte, Poesen & Panagos, 2014; Panagos et al., 2015; Yang, Kanae, Oki, Koike & Musiak, 2003). In den Bergregionen zeigt sich jedoch in Europa eine zwei bis vier Mal höhere Bodenverlustrate von $4.07\text{--}7.80\text{ t ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ respektive $0.339\text{--}0.650\text{ t ha}^{-1}\text{ Monat}^{-1}$ (Bosco et al., 2014). Die weltweit geschätzte Bodenverlustrate auf landwirtschaftlichen Nutzflächen beträgt $6.5\text{ t ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ ($0.542\text{ t ha}^{-1}\text{ Monat}^{-1}$) (Naipal, Reick, Pongratz & Van Oost, 2015). Damit liegt die Bodenverlustrate für das Untersuchungsgebiet oberhalb von Ardez deutlich über der durchschnittlichen Bodenverlustrate für Europa. Dies kann darauf zurückzuführen sein, dass für die europaweite Betrachtung, verschiedenste topographische Gegebenheiten und verschiedene Nutzungsformen berücksichtigt wurden und die Daten teilweise über grosse Bereiche interpoliert wurden.

Mit einer Auflösung von 0.25 m wurde gearbeitet, weil das aktuelle FCIR Swissimage von 2014 diese Auflösung aufweist. Für eine erneute Modellierung der Bodenverlustrate sollte jedoch diskutiert werden, ob nicht eine Auflösung von 1–2 m ausreichend ist. Einerseits wurden alle Faktoren, mit Ausnahme des C -Faktors und Rutschungsfaktor, mit einer geringeren Auflösung von 2–6 m berechnet. Das Hochskalieren der Auflösung dieser Faktoren führt zu einer scheinbar hohen Genauigkeit der Ergebnisse und einer riesigen Datenmenge. Auch mit einer Auflösung von 1–2 m könnten mit entsprechenden Anpassungen kleinräumige Flächen mit einem hohen Erosionsrisiko ausgeschieden werden. Andererseits ist es auch wichtig, die einzelnen Teilprozesse in einem anderen und teilweise ausrechend grossen Massstab zu betrachten, um sie korrekt darstellen zu können. So kann mit einer hohen Auflösung die Spritzerosion gut dargestellt werden, während für die Darstellung des LS -Faktors eine geringere Auflösung erforderlich ist, um die topographischen Gegebenheiten zu berücksichtigen (Verheijen, Jones, Rickson & Smith, 2009).

4.1 Erosivität

Die Modellierung des R -Faktors kann für das Untersuchungsgebiet als zutreffend angenommen werden, da die nächstgelegene Meteostation nur 8 km entfernt liegt. Allerdings weist die Modellierung mit einer Auflösung von 100 m teilweise scharfe Übergänge mit markanten Unterschieden auf, welche nur wage den Höhenlinien folgen und nur beschränkt die Realität widerspiegeln. Eine detaillierte Ausarbeitung der Erosivitätskarte ist allerdings mit dem bestehenden Messnetz kaum möglich.

4.2 Erodibilität

Die Modellierung des *K*-Faktors für das Untersuchungsgebiet mit einer Auflösung von 6 m, berücksichtigt die topographischen Gegebenheiten und liefert gleichzeitig ein viel genaueres Ergebnis als die für das Dauergrünland der Schweiz verwendeten LUCA-Topsoil Sampling Daten, mit einer Auflösung von 500 m. Durch die in der von Egli et al. (2005) vorgeschlagene Einbindung der Topografie und des Ausgangsgesteins, können lokal leicht erodierbare Böden erfasst und detaillierte Aussagen über die Erodierbarkeit getroffen werden. Um die Aussagekraft der Modellierung des *K*-Faktors zu überprüfen, sollten daher in künftigen Untersuchungen die Ergebnisse mit Feldmessungen verifiziert werden.

Die Modellierung nach Egli et al. (2005) arbeitet sehr genau und liefert daher ein sehr detailliertes Ergebnis bei den Bodentypen. In der Modellierung hat sich jedoch gezeigt, dass sich unterschiedliche Bodentypen am Ende auf einige wenige *K*-Faktoren reduzieren lassen, welche häufig flächig dominieren. Daher könnte man für zukünftige Modellierungen des *K*-Faktors den Ansatz der Bodenmodellierung von Egli et al. (2005) aufgreifen, indem man für jeden *K*-Faktor die topographischen und lithografischen Bedingungen definiert und anschliessend über eine automatisierte Abfrage den *K*-Faktor modelliert.

Ein weiteres Manko der Modellierung ist, dass die Dynamik des Gebietes wie Schuttkegel und Rutschungen im Rahmen dieser Arbeit nicht erfasst wurde. Ausserdem wurde Boden an Standorten definiert wo Fels vorherrscht und auch Seen wurden nicht von der Modellierung ausgeschlossen. Für zukünftige Bodenmodellierungen sollten diese Umstände unbedingt berücksichtigt werden, um die Genauigkeit der Modellierung zu erhöhen.

4.3 Topografiefaktor

Die Modellierung des *LS*-Faktors für das alpine Grasland liefert einen 3.5-Mal höheren Wert als jener für die Schweiz (Schmidt, et al., 2019b). Dies ist darauf zurückzuführen, dass das Untersuchungsgebiet eine mittlere Steilheit von 30 ° aufweist. Weil der *S*-Faktor aus der Neigung in Prozent berechnet und diese quadriert wird, fallen steilere Bereiche stark ins Gewicht. Für zukünftige Untersuchungen muss daher eine Lösung beim Umgang mit sehr steilen Gebieten gefunden werden, indem entweder für Gebiete mit einer Neigung >50 ° eine neue Berechnungsgrundlage geschaffen wird oder diese von der Modellierung ausgeschlossen werden, da in diesem Bereich vermutlich nur eine Gesteinsverwitterung und keine Bodenentwicklung stattfindet.

Der *L*-Faktor fällt bei der Modellierung des Topografiefaktor nur beschränkt ins Gewicht, da der Median und Mittelwert nahe bei 1 liegen. Nur lokal im Bereich von Flüssen und Gerinnen, treten grössere *L*-Faktoren auf. Dennoch sollte für zukünftige Berechnung der *L_{alpin}*-Faktor mit einer maximalen Fliessweglänge von 100 m berechnet werden, um insbesondere kleinere Gerinne im Grasland erfassen zu können.

In dieser Arbeit wurde der Wald als hydrologische Barriere in der Modellierung des Oberflächenabflusses ausgeschieden. Allerdings sollte für eine zukünftige Modellierung dieses Vorgehen angepasst werden, da beispielsweise ein längerer Oberflächenabfluss über Blockschutthalde kaum realitätsnah ist. Einerseits könnte geprüft werden, wie sich der Oberflächenabfluss mit sehr hochauflösenden Oberflächenmodellen verhält, andererseits könnte in weiterführenden Untersuchungen auch eine Feldblockkarte aus der Bildklassifikation abgeleitet werden.

4.4 Bedeckungsfaktor

Die Unterteilung des FCIR Swissimage mit einer Auflösung von 0.25 m in Rasterzellen mit und ohne Vegetation stellt in dieser Auflösung eine schnelle und einfache Variante zur Bestimmung des Vegetationsdeckungsgrades dar und bietet einen guten Mittelwert für den saisonal schwankenden *C*-Faktor. Vorteilhaft an diesem Vorgehen ist, dass auch abgestorbene Vegetation im Bereich von grüner Vegetation erfasst wurde. Allerdings werden die saisonalen Schwankungen des Vegetationsdeckungsgrades durch die Bewirtschaftung nicht erfasst.

Ausserdem ist mit dieser Methode ein Vegetationsdeckungsgrad von über 100 % nicht möglich, was abschnittsweise zu einer Unterschätzung des grossen *C*-Faktors führt. Dies zeigt sich insbesondere im Vergleich mit der Referenzpublikation, in der im Bereich des Waldes ein *C*-Faktor von 0.001 erhalten wurde (Schmidt, Alewell & Meusburger, 2018). Dazu wäre ein Vegetationsdeckungsgrad von >100 % erforderlich gewesen. Für weiterführende Untersuchungen wäre es daher zielführend, wenn beide Varianten auf das Gebiet angewendet werden würden, um die Unterschiede in beiden Methoden deutlich aufzeigen zu können.

4.5 Rutschungsfaktor

Die Bildklassifikation mit einer Genauigkeit von 80 % liefert ein gutes Ergebnis für das Untersuchungsgebiet und zeigt damit, dass sich der Ansatz von Salvisberg (2019) eingeschränkt auch auf grössere Gebiete übertragen lässt. Durch den grossen Untersuchungsperimeter konnten viele Referenzgebiete erfasst werden, gleichzeitig führt dies zu einer hohen Heterogenität innerhalb derselben Kategorie. So kam es zu deutlichen Fehlklassifikationen, die aufgrund des grossen Untersuchungsgebietes nicht manuell berichtet werden konnten. Ausserdem erwies sich die Unterscheidung zwischen Zwergsträuchern, Büschen und Bäumen mit dem Swissimage RGB als schwierig, weshalb bei einer erneuten Klassifikation unbedingt das DTM und das DHM einbezogen werden sollten.

Eine Unterscheidung zwischen Felsen und offenem Boden war aufgrund der ähnlichen Farbgebung nicht für weitere Untersuchungen sollte an einer Differenzierung von Felsen und offenem Boden gearbeitet werden, um Felsen von der Erosionshinweiskarte ausscheiden zu können.

Der den Bildklassen zugeordneten Rutschungswerte führen ausser im Bereich des Waldes zu keiner signifikanten Reduktion des Erosionsrisikos (Bodenabtragungsrate), jedoch zu einem Informationsverlust durch die Ausscheidung von Schatten. Die berechneten Werte aus dem Senkrecht-Wurzelmodell sind eine starke Annäherung und müssten durch Feldmessungen kalibriert werden. Ausserdem berücksichtigt das Senkrecht-Wurzelmodell nur die Verstärkung der Bodenscherkraft durch die Vegetation und nicht den gravitative Effekt der Vegetation (Vergani, Chiaradia & Bischetti, 2012).

Die Einbindung des Rutschungsfaktor hat gezeigt, dass eine Integration von zusätzlichen Faktoren in ein bestehendes Modell nur einen mässigen Erfolg mit sich bringt, insbesondere wenn keine Referenzwerte aus anderen Studien oder Feldmessungen als Kalibrierungsgrundlage vorhanden sind. Ausserdem wurde jedes Modell für einen bestimmten Erosionsprozess entwickelt und durch eine Einbindung zusätzlicher Faktoren, kann es zu einer veränderten Aussage des Modells kommen. Für zukünftige Modellierungen sollte daher, wenn zusätzliche Faktoren eingebunden werden, Feldmessungen durchgeführt werden oder alternativ verschiedene Modelle auf das Untersuchungsgebiet anzuwenden, die gegebenenfalls unterschiedliche Erosionsprozesse beschreiben.

5 Schlussfolgerung

Mit den vorliegenden Erosionshinweiskarten konnte erfolgreich ein aussagekräftiges Tool ausgearbeitet werden, welches kleinflächig stark gefährdete Erosionsflächen im Sömmerungssperimeter ausweist. Durch die Verwendung von hoch aufgelösten Geodaten, konnten Flächen mit einem hohen Erosionsrisiko $<0.1 \text{ m}^2$ ausgewiesen werden. Dadurch können zukünftig digital gefährdete Flächen evaluiert werden und bei Feldbegehungen gezielt Erosionsschutzmassnahmen für diese Flächen ergriffen werden. Einzig bei der Abgrenzung von Erosionsflächen auf Felsen stösst das Tool an seine Grenzen, indem diese Gebiete als stark gefährdet eingestuft werden. Für zukünftige Modellierungen mit einer hohen Auflösung sollte unbedingt die detaillierte Modellierung des K-Faktors beibehalten werden, ebenso wie die Modellierung des L-Faktors. Die Einbindung des Rutschungsfaktor zeigt, dass dadurch das Erosionsrisiko im Bereich des Waldes reduziert wird, bei den Wiesen und Zwergsträuchern aber zu keiner nennenswerten Reduktion führt. Auf eine Einbindung zusätzlicher Faktoren wie des Rutschungsfaktor in das RUSLE-Modell, sollte aufgrund mangelnder Referenzdaten verzichtet werden. Stattdessen sollte der Fokus auf die Modellierung des S-Faktors in Gebieten mit einer Neigung $>50^\circ$ und im Bereich von Felsen gelegt werden und mit einer Auflösung von 1–2 m gearbeitet werden.

Bibliografie

- Alewell, C., Egli, M. & Meusburger, K. (2015). An attempt to estimate tolerable soil erosion rates by matching soil formation with denudation in Alpine grasslands. *Journal of Soils and Sediments*, 15(6), S. 1383–1399. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0920-6>.
- van Beek, L. P. H., Wint, J., Cammeraat, L. H. & Edwards, J. P. (2005). Observation and Simulation of Root Reinforcement on Abandoned Mediterranean Slopes. *Plant and Soil*, 278(1), S. 55–74. <https://doi.org/10.1007/s11104-005-7247-4>.
- Beniston, M. (2003). Climatic Change in Mountain Regions: A Review of Possible Impacts. *Climatic Change*, 59(1), S. 5–31. <https://doi.org/10.1023/A:1024458411589>.
- Beniston, M. (2006). Mountain Weather and Climate: A General Overview and a Focus on Climatic Change in the Alps. *Hydrobiologia*, 562(1), S. 3–16. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1802-0>.
- Bircher, P., Liniger, H. & Prasuhn, V. (2019a). Comparing different multiple flow algorithms to calculate RUSLE factors of slope length (L) and slope steepness (S) in Switzerland. *Geomorphology*, 346. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.106850>.
- Bircher, P., Liniger, H. & Prasuhn, V. (2019b). Aktualisierung und Optimierung der Erosionsrisikokarte (ERK2) -Die neue ERK2 (2019) für das Ackerland der Schweiz. Bern: Bundesamt für Landwirtschaft (BLW).
- Bischetti, G. B., Chiaradia, E. A., Simonato, T., Speziali, B., Vitali, B., Vullo, P. et al. (2005). Root Strength and Root Area Ratio of Forest Species in Lombardy (Northern Italy). *Plant and Soil*, 278(1), S. 11–22. <https://doi.org/10.1007/s11104-005-0605-4>.
- Bosco, C., de Rigo, D., Dewitte, O., Poesen, J. & Panagos, P. (2014). Modelling soil erosion at European scale: towards harmonization and reproducibility. *Natural Hazards and Earth System Sciences Discussions*, 2(4), S. 2639–2680. <https://doi.org/10.5194/nhess-15-225-2015>.
- Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L. et al. (2015). System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. *Geoscientific Model Development*, 8(7), S. 1991–2007. Copernicus GmbH. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-1991-2015>.
- De Baets, S., Poesen, J., Reubens, B., Wemans, K., De Baerdemaeker, J. & Muys, B. (2008). Root tensile strength and root distribution of typical Mediterranean plant species and their contribution to soil shear strength. *Plant and Soil*, 305(1), S. 207–226. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3636-3>.

- Denoth, F. (1997). *Oberflächenabfluss und Phosphorverlust auf landwirtschaftlich genutzten Flächen (unveröffentlicht)*. Unveröffentlichte Diplomarbeit. Zürich: Geographisches Institut Universität Zürich.
- Egli, M., Margreth, M., Vökt, U., Fitze, P., Tognina, G. & Keller, F. (2005). Modellierung von Bodentypen und Bodeneigenschaften im Oberengadin (Schweiz) mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS). *Geographica Helvetica*, 60(2), S. 87–96. <https://doi.org/10.5194/gh-60-87-2005>.
- Esri Inc. (2020). *ArcGIS Pro*. USA: Redlands.
- Gisler, S., Liniger, H. & Prasuhn, V. (2010). *Technisch-wissenschaftlicher Bericht zur Erosionsrisikokarte der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Schweiz im 2x2-Meter-Raster (ERK2)*.
- Kirkby, M. J., Irvine, B. J., Jones, R. J. A. & Govers, G. (2008). The PESERA coarse scale erosion model for Europe. I. – Model rationale and implementation. *European Journal of Soil Science*, 59(6), S. 1293–1306. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01072.x>.
- Konz, N. H. (2010). *Quantification of soil erosion in the alps – Measurement and modeling*. Inauguraldissertation. Basel: Philosophisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Basel.
- Louwagie, G. & Bojnec, S. (2009). *Addressing soil degradation in EU agriculture: relevant process, practices and policies; report on the project „Sustainable agriculture and soil conservation (SoCo)“*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- Mao, Z., Saint-André, L., Genet, M., Mine, F.-X., Jourdan, C., Rey, H. et al. (2012). Engineering ecological protection against landslides in diverse mountain forests: Choosing cohesion models (Ecological Engineering–Its Development, Applications and Challenges). *Ecological Engineering*, 45, S. 55–69. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.03.026>.
- Meusburger, Dr. K. & Alewell, Prof. Dr. C. (2014). Soil Erosion in the Alps. Experience gained from case studies (2006–2013) (Environmental studies). 1408, S. 116. Bern: Federal Office for the Environment.
- Meusburger, K. (2010). *Soil erosion in the Alps: causes and risk assessment*. Dissertation. Basel: Universität Basel. doi: 10.5451/unibas-005390377.
- Naipal, V., Reick, C., Pongratz, J. & Van Oost, K. (2015). Improving the global applicability of the RUSLE model – adjustment of the topographical and rainfall erosivity factors. *Geoscientific Model Development*, 8(9), S. 2893–2913. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-2893-2015>.
- OcCC/ProClim (Hrsg.). (2007). *Klimaänderung und die Schweiz 2050-Erwartete Auswirkungen auf Umwelt, Gesellschaft und Wirtschaft*. Bern. Abgerufen am 5.2.2020 von <http://www.occc.ch/pdf/291.pdf>.
- Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., Montanarella, L., Alewell, C. (2015). The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science & Policy*, 54, S. 438–447. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.08.012>.
- Pohl, M., Stroude, R., Buttler, A. & Rixen, C. (2011). Functional traits and root morphology of alpine plants. *Annals of Botany*, 108(3), S. 537–545. <https://doi.org/10.1093/aob/mcr169>.
- Pollen, N. & Simon, A. (2005). Estimating the mechanical effects of riparian vegetation on stream bank stability using a fiber bundle model. *Water Resources Research*, 41(7). <https://doi.org/10.1029/2004WR003801>.
- Prasuhn, V., Liniger, H., Gisler, S., Herweg, K., Candinas, A. & Clément, J. (2013). A high-resolution soil erosion risk map of Switzerland as strategic policy support system. *Land Use Policy*, 32, S. 281–291. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.11.006>.
- Salvisberg, M. (2019). *Einsatz von Drohnen zur Beurteilung von Lebensräumen auf der Alp Muotselvas*. Bachelorarbeit (unveröffentlicht). Wädenswil: Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften.
- Schmidt, S., Alewell, C., Borrelli, P. & Meusburger, K. (2017). Seasonal dynamics and spatial patterns of the cover management factor for Swiss grassland.
- Schmidt, S., Alewell, C. & Meusburger, K. (2018a). Mapping spatio-temporal dynamics of the cover and management factor (C-factor) for grasslands in Switzerland. *Remote Sensing of Environment*, 211, S. 89–104. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.04.008>.
- Schmidt, S., Alewell, C., Panagos, P. & Meusburger, K. (2016). Regionalization of monthly rainfall erosivity patterns in Switzerland. *Hydrology and Earth System Sciences*, 20(10), S. 4359–4373. <https://doi.org/10.5194/hess-20-4359-2016>.
- Schmidt, S., Ballabio, C., Alewell, C., Panagos, P. & Meusburger, K. (2018b). Filling the European blank spot-Swiss soil erodibility assessment with topsoil samples. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 5(181), S. 737–748. <https://doi.org/10.1002/jpln.201800128>.
- Schmidt, S., Meusburger, K. & Alewell, C. (2019). Monthly RUSLE soil erosion risk of Swiss grasslands (Journal of Maps).
- Schmidt, S., Meusburger, K., Panagos, P. & Alewell, C. (2018c). Soil Erosion Risk Modelling in the Alps – ERKBerg as a Prototype of ERK2 for mountain zones III, IV and summering grazing zones (Journal of Maps).
- Schmidt, S., Tresch, S. & Meusburger, K. (2019). Modification of the RUSLE slope length and steepness factor (LS-factor) based on rainfall experiments at steep alpine grasslands. *MethodsX*, 6, S. 219–229. doi: 10.1016/j.mex.2019.01.004
- Sidle, R. C. & Bogaard, T. A. (2016). Dynamic earth system and ecological controls of rainfall-initiated landslides. *Earth-Science Reviews*, 159, S. 275–291. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2019.01.004>.

- Swisstopo, Bundesamt für Landestopografie, BAFU, Bundesamt für Umwelt & BFS, Bundesamt für Statistik (2020). Bodeneignungskarte der Schweiz.
- Swisstopo, Bundesamt für Landestopografie & sgk, Rohstoffinformationssystem der Schweiz Fachgruppe Georessourcen Schweiz. (1976). Geotechnische Karte.
- Vannoppen, W., Vanmaercke, M., De Baets, S. & Poesen, J. (2015). A review of the mechanical effects of plant roots on concentrated flow erosion rates. *Earth-Science Reviews*, 150, S. 666–678. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2015.08.011>.
- Vergani, C., Chiaradia, E. A. & Bischetti, G. B. (2012). Variability in the tensile resistance of roots in Alpine forest tree species. *Ecological Engineering*, 46, S. 43–56. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.04.036>.
- Verheijen, F. G. A., Jones, R. J. A., Rickson, R. J. & Smith, C. J. (2009). Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth-Science Reviews*, 94(1), S. 23–38. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2009.02.003>.
- Wu, T. H., McKinnell III, W. P. & Swanston, D. N. (1979). Strength of tree roots and landslides on Prince of Wales Island, Alaska. *Canadian Geotechnical Journal*, 16(1), S. 19–33. NRC Research Press. <https://doi.org/10.1139/t79-003>.
- Wüthrich, F., Lüthi, M. & Meyer, J. (2010). *Lebenswelt Alpen: sehen - kennen - verstehen* (2., unveränderte Auflage). Bern: SAC-Verlage.
- Yang, D., Kanae, S., Oki, T., Koike, T. & Musiake, K. (2003). Global potential soil erosion with reference to land use and climate changes. *Hydrological Processes*, 17(14), S. 2913–2928. <https://doi.org/10.1002/hyp.1441>.